

東京海洋大学品川キャンパス係船場の環境特性と、 貧酸素状態改善の試み

著者	川上 啓介
学位授与機関	東京海洋大学
学位授与年度	2007
URL	http://id.nii.ac.jp/1342/00000767/

修士学位論文

東京海洋大学品川キャンパス係船場の環境特性と、
貧酸素状態改善の試み

平成 19 年度
(2008 年 3 月)

東京海洋大学大学院
海洋科学技術研究科
海洋環境保全学専攻
川上啓介

修士学位論文内容要旨

論文題目

東京海洋大学品川キャンパス係船場の環境特性と、専攻 海洋環境保全学
貧酸素状態改善の試み 氏名 川上 啓介

[緒言]

日本各地の内湾で貧酸素水塊の発生が報告されるようになって久しいが、既往の対策のうち、汽水域で広く採用され効果を上げているものはない。そこで本研究では、試験域の環境特性の解明と、貧酸素改善装置の開発・試験運用を行った。係船場では夏期の底層は貧酸素状態であり、表層では貧酸素になることはないため、まず表層水の底層への供給を試みた。しかし、上下の海水の密度差が大きいため、表層水を底層に滞留させるのは困難であった。そこで、表層水放出部の形状変更と、放出部周囲への囲いの設置を施した装置（ソーラーシーオアシス、装置 1）を開発し実験を行った。本装置による実験時にも表層水と底層水の混合があまり起こらず、DO の増加は小さかったので、次にはマイクロバブル発生装置（装置 2）を用いて底層への直接的な酸素供給を試みた。

[方法]

装置 1 稼働中の約 1 ヶ月間、装置の囲い内・外、取水口直近で水温、塩分、DO を測定した。また、装置稼働前と稼働終了後に採泥を行い、囲い内・外の酸揮発性硫化物態硫黄濃度 (AVS-S) と強熱減量を測定した。装置 2 による実験では、装置付近の 7 点で、装置稼働前と稼働数時間後に水温、塩分、DO を測定した。空気流量はそれぞれ 1.0, 0.3 L min⁻¹ とした。また、水槽内で気泡を撮影し、各空気流量ごとの気泡径分布を求めた。

[結果と考察]

装置 1 の囲い内・外の DO の差の平均値は 0.91 mg L⁻¹ であった。AVS-S は装置稼働前が 4.20 mg g⁻¹ dw, 稼働終了後の装置内が 4.56 mg g⁻¹ dw, 装置外が 6.03 mg g⁻¹ dw であった。強熱減量は稼働終了後の装置内が 14.2%, 装置外が 17.4% であった。このように、狭い範囲ではあるが、装置 1 により DO の増加と底質の改善が認められた。装置 2 の実験において、流量 1.0 L min⁻¹ の場合、稼働 4 時間後には、ノズル直近、直下、斜め上方で DO の上昇が見られた。この際には σ_t の分布から、底層水の上昇が見られた。これは、気泡撮影で観察された径の大きい気泡の浮力によるものと考えられる。流量 0.3 L min⁻¹ の場合、稼働 1 時間後には稼働前よりも底層で DO が増加しており、底層水の上昇が見られなかったため、底層に酸素を供給できたものと考えられる。一方、稼働 3 時間後にも底層水の上昇は見られなかったが、底層の DO は稼働 1 時間後よりも低下していた。この理由は明らかではないが、空気流量 0.3 L min⁻¹ の場合、底層に酸素を供給できることが示唆された。

目次

第 1 章	序論	1
第 2 章	係船場の環境特性の解明	4
2-1	緒言	4
2-2	方法	4
2-1-1	調査地点および調査期間	4
2-1-2	調査項目および調査方法	4
2-3	結果と考察	7
2-3-1	水温	7
2-3-2	塩分	8
2-3-3	密度	8
2-3-4	クロロフィル <i>a</i> 濃度 (Chl. <i>a</i>)	9
2-3-5	溶存酸素濃度 (DO)	10
第 3 章	装置を用いた貧酸素状態改善の試み	22
3-1	緒言	22
3-2	ソーラーライザーを用いた実験	24
3-2-1	装置概要	24
3-2-2	実験方法	25

3-2-3	結果と考察	25
3-3	ソーラーシーオアシス 1 を用いた実験	27
3-3-1	装置概要	27
3-3-2	実験方法	28
3-3-3	結果と考察	28
3-4	ソーラーシーオアシス 2 を用いた実験	29
3-4-1	装置概要	29
3-4-2	実験方法	30
3-4-3	結果と考察	31
3-5	マイクロバブル発生装置を用いた実験	34
3-5-1	装置概要	34
3-5-2	実験方法	35
3-5-3	結果と考察	36
第 4 章	結論	77
4-1	係船場の環境特性	77
4-2	貧酸素状態の改善	78
謝辞		80
引用文献		82

第1章 序論

日本各地の閉鎖的内湾で、貧酸素水塊の発生が報告されるようになって久しい。貧酸素水塊は、水塊内での酸素消費速度が、水塊内での酸素生産速度と、水塊への水平・鉛直の酸素供給速度の和より大きい場合に形成される（柳 2004）。たとえば、富栄養化している東京湾では、植物プランクトンが大量に増殖し、死亡沈降する。それらがバクテリアにより分解される過程で酸素が消費される。加えて、夏季には水温躍層の形成により表層からの酸素供給が絶たれるため、底層が貧酸素化する（風呂田 2005）。

DO の減少により好気呼吸を行う生物は斃死する。風呂田（2005）によれば、東京湾では、貧酸素状態のもとでの生物の大量死滅が毎年繰り返されている。また、斃死に至るほどではなくとも、環境水の酸素濃度低下は、免疫活性の低下、成長や成熟の抑制、行動の制限などをも導くことから、そこに生息する種々の生物に、直接的のみでなく間接的にも強い負荷をかけている可能性が高い（角田 2006）。貧酸素による生物の斃死は主に成体を対象として議論されることが多いが、風呂田・木下（2004）によれば、多くの内湾や干潟の底生動物プランクトン幼生は、幼生末期に湾内に留まるために、または海岸や河口域に進入するために底層水中に分布する傾向にあり、貧酸素水塊はプランクトンの分散にも影響を与える（風呂田 2005）。

「貧酸素」の定義は統一されておらず、柳（1989）は溶存酸素濃度（DO） 3.6 mg L^{-1} 以下、山口・経塚（2006）は 3.0 mg L^{-1} 以下、山尾（2006）は 4.3 mg L^{-1} 以下の水塊をそれぞれ貧酸素水塊と定義している。これらの値はいずれも、生物に貧酸素の影響が

及び始める水準ということから決定されている。

また、貧酸素水塊中では底泥からリン（才野 1985）や、アンモニア（柳 1989）が溶出し富栄養化を促進する。貧酸素水塊が表層で形成されることは少ないが、底層で形成された貧酸素水塊が湧昇すると、硫黄粒子および多硫化物イオンにより青白く見えることがある（富永ら 1988）。これは青潮と呼ばれ、浅所の生物に影響を及ぼすとともに、硫化水素臭によりわれわれ人間に直接的な被害を与える。

貧酸素水塊発生の報告は近年も多く（例えば、清水・山尾 2007，山口・経塚 2006，松岡ら 2005），上記した問題の原因となっているため、貧酸素水塊は行政や研究者の間で重要視されている。例えば，8 都県市 6 省庁から成る東京湾再生推進会議による東京湾再生のための行動計画では，行動計画の指標を底層の DO とし，達成目標を年間を通じて底生生物が生息できる限度と提言している（東京湾再生推進会議 2003）。富栄養化状態の改善が貧酸素水塊問題の根本的な解決であるという意見は多い（例えば，柳 2004，田中ら 2005）。しかし，多くの場合において長期的な努力あるいは巨額の費用が必要なために実現は容易ではない（田中ら 2005，鯉渕ら 2006）。

そこで我々は，現場の環境特性を把握した上で局所的に貧酸素状態を改善し，貧酸素水塊内にベントスの生育可能場所を造りだすことを目指して研究を行った。風呂田（2005）によれば，東京湾のイッカクモガニは，夏季にも貧酸素化しない湾口からの幼生の分散進入により，貧酸素解消後の湾奥で素早く個体群を回復させるという。狭い範囲でも貧酸素化しない場所を造ることにより，貧酸素解消後に生物相の回復が早まることが期待される。

本論文では，第 1 章で貧酸素水塊について概説し，第 2 章で試験域である東京海洋大学品川キャンパス係船場（係船場）の環境特性について述べた．第 3 章では，2 章で述べた環境特性を考慮し，開発した装置を用いた実験について述べた．最後に第 4 章では，各章のまとめと今後の展望について述べた．

第 2 章 係船場の環境特性の解明

2-1 緒言

自然環境の浄化を行う場合、環境の特徴を把握することは非常に重要だと考えられる。そのことを示す例として、久美浜湾で行われた無酸素水塊発生防止のための湾口拡張工事を挙げることができる。この例では、工事が無酸素水塊の形成機構を明確にせずに行われたため、かえって無酸素水塊の容積増大をもたらした（柏井 1989）。

本研究で試験域とした係船場は、天王洲運河と京浜運河を介して東京湾に通じている。また、近隣には芝浦水再生センター、品川、大井火力発電所、目黒川が存在しており、特異的な環境が形成されていることが予想される。

これまで、近隣の高浜運河では、東京都環境局の定期的な水質調査により、毎月 1 回水温、塩分、溶存酸素濃度（DO）、化学的酸素要求量（COD）、pH、全窒素（TN）、全リン（TP）などが測定されている。また、梅川（2005）は 2002 年から 2004 年にかけて、毎月 1 回、水温、塩分、DO、透明度、クロロフィル *a* 濃度（Chl. *a*）、COD、硝酸態窒素（NO₃-N）、亜硝酸態窒素（NO₂-N）、アンモニア態窒素（NH₄-N）、リン酸態リン（PO₄-P）、および珪酸態珪素（Si(OH)₄-Si）を測定した。しかし、試験域は沿岸域であるため環境の変動が大きく、さらに水再生センターや火力発電所からの放流量に影響を受けると考えられるため、月に 1 回の調査では、環境特性を十分に把握することはできないと考えられる。そこで本研究では、係船場において週に 2–6 日程度の頻度で観測を行い、より正確に環境変動をとらえようと試みた。また、東京湾羽田沖

に位置する定点（Stn.F3, Stn.C）と係船場を比較することにより，係船場の環境特性の解明を試みた．本章では上記の水質調査について述べる．

2-2 方法

2-2-1 調査地点および調査期間

・係船場

2006 年 1－6 月には数日に 1 回 12－16 時に，2006 年 7 月から 2007 年 12 月までは週に 6 日程度，14 時 30 分前後に係船場内の定点（Fig. 2-1）で，観測を行った．

・東京湾羽田沖

2006 年 1 月から 2007 年 12 月まで毎月 1 回（8 月は除く），東京海洋大学研究練習船青鷹丸により，東京湾羽田沖に位置する Stn.F3（F3, 35° 30′ N, 139° 49′ E）で観測を行った．また，2006 年 8 月から 2007 年 12 月まで毎月 1 回（2006 年 11 月，2007 年 3, 7, 9 月は除く），東京海洋大学研究練習船ひよどりにより，Stn.F3 と同位置の Stn.C で観測を行った．

2-2-2 調査項目および調査方法

・水温，塩分，DO，密度

係船場では 2006 年 1 月から 2007 年 8 月 2 日にかけて SCOOT メーター（Model 85, YSI 製）を用いて，深度 0.5 m ごとと表層（0.1 m）および底層（海底直上 0.15 m）で，

測定を行った。2007年8月3日から12月までは多項目水質計（AAQ1183，アレック電子製）を用い、海面直下から海底直上まで測定を行った。測定項目は水温、塩分、DOで、水温と塩分から密度 σ_t を算出した。なお、2007年4月から8月2日にかけては、SCOOTメーターの校正が正しく行われていなかったため、特に低濃度域においてDOを過大評価している可能性がある。

F3では、CTD（ICTD，FSI製）を用い、Stn.Cでは多項目水質計（AAQ1183，アレック電子製）を用いて水温、塩分、DOを測定し、 σ_t を算出した。本研究では水温、塩分、 σ_t はF3のデータを用い、DOについてはStn.Cのデータを用いた（Fig. 2-9のみStn.Cの水温を用いた）。

・Chl. *a*

係船場では2006年1月から2007年3月までは月に1–8回不定期に、2007年4–12月には毎月2回採水を行った。採水には、2006年1–4月にはぜん動ポンプ（Cole-Parmer製）を、2006年5月から2007年12月は小型の円筒形採水器を用いた。採水深度は2006年1–4月は深度0.1, 1, 2, 3 mと海底直上5–20 cm、2006年5月から2007年12月は深度1 mごとと0.15 m、海底直上0.3 mである。採水後に試水を研究室に持ち帰り、50 mLをグラスファイバーフィルター（GF/F 直径25 mm 孔径0.7 μm ，Whatman製）を用いてろ過し、フィルターをN,N-ジメチルホルムアミド（DMF）に浸漬し冷凍庫（–20 $^{\circ}\text{C}$ ）で保存した。24時間以上経過後に蛍光光度計（10Rまたは10AU，TURNER DESIGNS製）を用いてChl. *a*を蛍光法により求めた。

Stn.Cではバンドン採水器により0, 5, 10, 15 mおよび海底直上3 mから採水し、係船場の

場合と同様の方法で Chl. *a* を求めた.

2-3 結果と考察

2-3-1 水温

係船場の表層において、水温は 13.0–30.0 °C の間で変動した (Fig. 2-2). 平均値は 21.2 °C であった. F3 の表層 (0 m) においては 8.9–26.5 °C の間で変動し, 平均値は 16.8 °C であった. 係船場の底層では 13.8–29.9 °C の間で変動し, 平均値は 21.7 °C であった. F3 の底層 (海底直上 4 m) では 9.7–21.0 °C の間で変動し, 平均値は 15.7 °C であった. 係船場のほうが各月, 各深度において水温が高く, 表層で比較するとその差は平均で 3.6 °C, 最大で 6.1 °C であった. また, 差は夏季に小さく, 冬季から春季にかけて大きくなった.

係船場のほうが高温な理由として, 品川, 大井火力発電所 (Fig. 2-1) からの放流水の影響が考えられる. 両発電所はともに, 東京湾側に位置する取水口 (A.P.-8.0–12.0 m) から底層水を取水し, 京浜運河に面する放水口 (A.P.0–-3.0 m) から 6 °C 程度昇温した海水を放流している (東京電力株式会社 2004). 係船場では 2006 年 1, 2, 3, 11, 12 月, 2007 年 1, 2, 3, 4, 12 月において, 中層 (1.5 m, 2.0 m) が表層と底層よりも高温になっていた. この理由を考えるために, F3 の深度 10 m の水を火力発電所取水口深度の水と仮定し, これに発電所内を通る間の昇温分として 6 °C を加えて σ_t を算出すると, σ_t は 2006 年 1, 2, 12 月, 2007 年 1, 2 月には係船場の海底直上よりも低く, 2007 年 3, 12 月には等密度であった (Table 2-1). この期間は係船場で中層が高温とな

った期間とほぼ一致した。これは係船場において中層が高温になることの原因が発電所の放流水であることを示唆している。そして、係船場は発電所放流水の影響を受けているので、F3 よりも高温であると考えられる。

2-3-2 塩分

係船場の表層において、塩分は 10.1–22.3 の間で変動した (Fig. 2-3)。平均値は 16.5 であった。F3 の表層においては 25.1–32.2 の間で変動し、平均値は 29.7 であった。係船場の底層では 24.9–32.2 の間で変動し、平均値は 29.6 であった。F3 の底層では 32.6–34.6 の間で変動し、平均値は 33.6 であった。係船場のほうが特に表層で塩分が低く、係船場と F3 の差は平均で 12.7、最大で 18.8 であった。また、差は夏季に大きく、冬季から春季にかけて小さくなった。

係船場では塩分の上下差が通年大きかった。その差は 9.4–16.5 であり、平均値は 13.1 であった。F3 での上下の塩分差は 0.4–8.0 であり、平均値は 3.9 であった。係船場と F3 の底層塩分の差は、平均で 3.7 であり、表層塩分の差（平均で 12.7）よりも小さいので、係船場で上下差が大きいのは表層が特に低塩分であるためだといえる。近隣の芝浦水再生センターでは、1 日に 630,000 m³ の処理水を放流しており（平成 18 年度の高級処理水放流量平均値、東京都下水道局 web ページ）、係船場の表層が低塩分である理由としては、芝浦水再生センターからの放流水が考えられる。

2-3-3 密度

係船場の表層において、 σ_t は 3.7–16.3 の間で変動した (Fig. 2-4). 平均値は 10.4 であった. F3 の表層においては 17.1–24.7 の間で変動し, 平均値は 21.4 であった. 係船場の底層では 14.9–24.0 の間で変動し, 平均値は 20.1 であった. F3 の底層では 23.0–26.0 の間で変動し, 平均値は 24.7 であった.

σ_t の上下差は係船場では 6.8–13.0 の間で変動し, 平均値は 9.8 であった. F3 においては 0.3–7.0 の間で変動し, 平均値は 3.3 であった. 冬季の F3 では上下差がほとんどなくなったが, 係船場では年間を通して上下差があった.

σ_t の上下差に対する水温と塩分の寄与度を, 深山 (2004) の方法で算出した. ここで,

$$\text{水温の寄与度} = \text{③} / \text{①} \times 100$$

$$\text{塩分の寄与度} = \text{②} / \text{①} \times 100$$

①: 観測で得られた水温と塩分から算出された上下の密度差

②: 表層と底層の水温の平均値と観測された塩分から算出された密度差

③: 観測された水温と, 表層と底層の塩分の平均値から算出された密度差

とした. 係船場では年間を通して塩分の寄与度が高かった (Fig. 2-5). そのため, σ_t の上下差が通年大きいのは, 塩分の上下差が通年大きいためと考えられる. F3 でも塩分の寄与度が通年高かったが, 5–9 月には水温の寄与度が増加し, 最大で 36.9% となった.

2-3-4 Chl.a

係船場において Chl.*a* は $0.24-73.55 \mu\text{g L}^{-1}$ の間で変動した (Fig. 2-6). 全測定値の平均値は $5.79 \mu\text{g L}^{-1}$, 中央値は $2.25 \mu\text{g L}^{-1}$ であった. 一方 Stn.C では, 平均値が $11.56 \mu\text{g L}^{-1}$, 中央値が $7.76 \mu\text{g L}^{-1}$ であった. Stn.C の表層のみについてみると, 平均値が $21.07 \mu\text{g L}^{-1}$, 中央値が $14.00 \mu\text{g L}^{-1}$ であった. Stn.C の表層と係船場を比較すると, 係船場のほうが概して低い値であった.

2-3-5 DO

係船場の表層において, DO は $3.87-6.25 \text{ mg L}^{-1}$ の間で変動した (Fig. 2-7, 2-8). 平均値は 5.03 mg L^{-1} であった. F3 の表層においては $4.30-13.56 \text{ mg L}^{-1}$ の間で変動し, 平均値は 8.80 mg L^{-1} であった. 係船場の底層では $0.60-6.37 \text{ mg L}^{-1}$ の間で変動し, 平均値は 3.10 mg L^{-1} であった. F3 の底層では $0.79-9.49 \text{ mg L}^{-1}$ の間で変動し, 平均値は 4.02 mg L^{-1} であった.

F3 の表層では, 観測が行われた月のうち 2/3 の月で飽和値を超えていた. しかし係船場では, 飽和値を越えた月は全くなかった. その要因のひとつとして, 係船場表層の COD が高いと考えられることが挙げられる. 梅川 (2005) は, 芝浦水再生センターと係船場をつなぐ高浜運河の COD は, 2002 年 7 月から 2004 年 6 月の間の表層で平均値が 8.7 mg L^{-1} であったと報告している. また, 芝浦水再生センターからの放流水の COD は 12.5 mg L^{-1} (東京都下水道局 web ページ, H17 年度 24 時間試験平均値), 東京湾羽田沖の Stn.35 ($35^{\circ} 31' \text{ N}$, $139^{\circ} 51' \text{ E}$) の表層における, 2006 年 1 月から 2007 年 11 月の平均 COD は 3.75 mg L^{-1} (東京都環境局 2007, 東京都環境局 web ページ) である. 係船場の COD は芝浦水再生センターからの放流水の影響を受けていると考えら

れるため、F3 よりも高いと推察できる。また、係船場のほうが F3 よりも通年水温が高く（2-3-1 参照）、バクテリアの活性が高いと考えられるため、バクテリアの分解による酸素消費が大きく、DO が低下していると考えられる。

2006 年の係船場では、底層が 5–12 月まで貧酸素状態（ 3.60 mg L^{-1} 以下）であった。東京湾では、河川や都市・産業排水とともに湾内に直接流入した有機物と、豊富な栄養塩類のもとで増殖した植物プランクトン由来の有機物の分解により DO が減少するとされている（風呂田 2003）。しかし、係船場は F3 よりも Chl. *a* が低く、また水深が浅いため、内部生産による負荷は小さいと考えられる。梅川（2005）によれば、高浜運河の深度 2 m における COD は、2003 年 4 月から 2004 年 10 月の間の平均値が 4.2 mg L^{-1} である。また、東京湾羽田沖の Stn.35 の底層（海底直上 1 m）における、2006 年 1 月から 2007 年 11 月の平均 COD は 1.32 mg L^{-1} （東京都環境局 web ページ）である。これらのことから、係船場では F3 よりも内部生産による負荷は小さく、芝浦水再生センターからの放流水による直接的な有機物負荷が、貧酸素化に寄与していると考えられる。

係船場の底層では水温が高くなると DO が低くなる傾向が見られた。一方、F3 ではその傾向は係船場よりも弱かった（Fig. 2-9）。係船場は上下の密度差が大きく上層からの DO 供給が少ないと考えられる。また、閉鎖的な地形のために移流による DO 供給も少ないと思われる。そのため、底層 DO の変動要因が少なく、底層 DO と底層水温、つまりバクテリアの活性が直線的な関係になると考えられる。そして係船場では F3 よりも水温が高いため、酸素消費速度が高くなっているものと推察される。

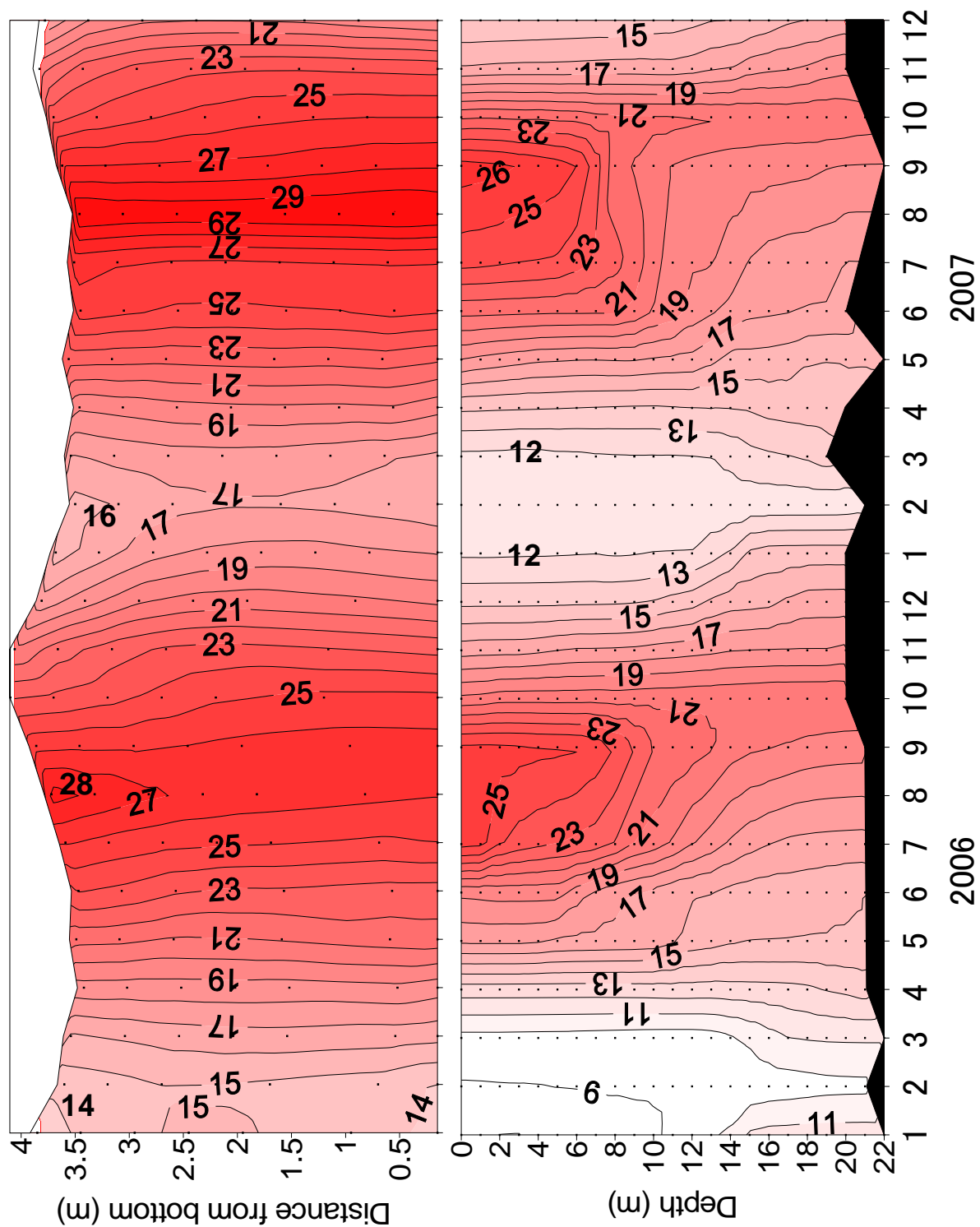


Fig. 2-2 係船場 (上) および F3 (下) における水温 (°C) の経年変動

[illegible]

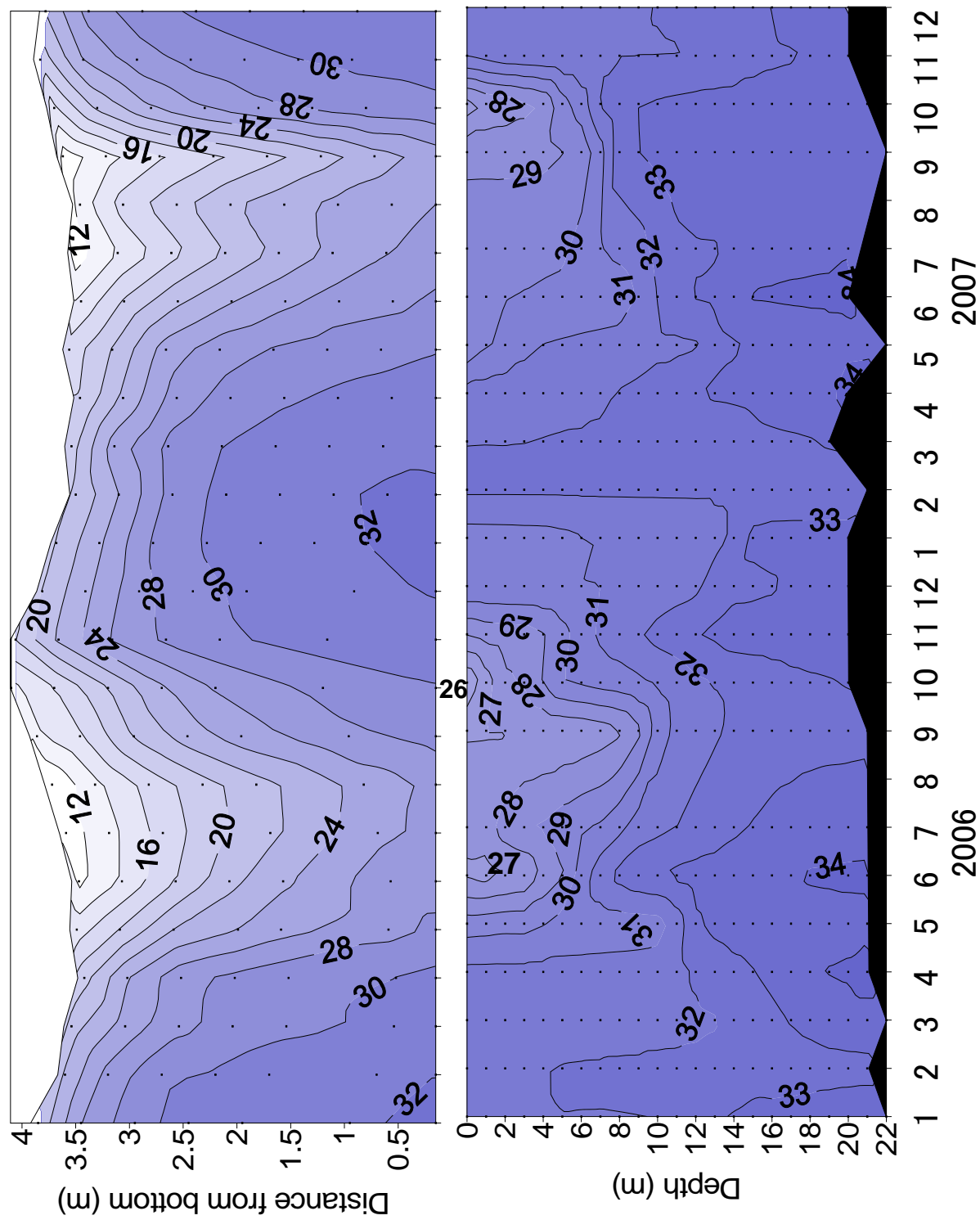


Fig. 2-3 係船場 (上) および F3 (下) における塩分の経年変動

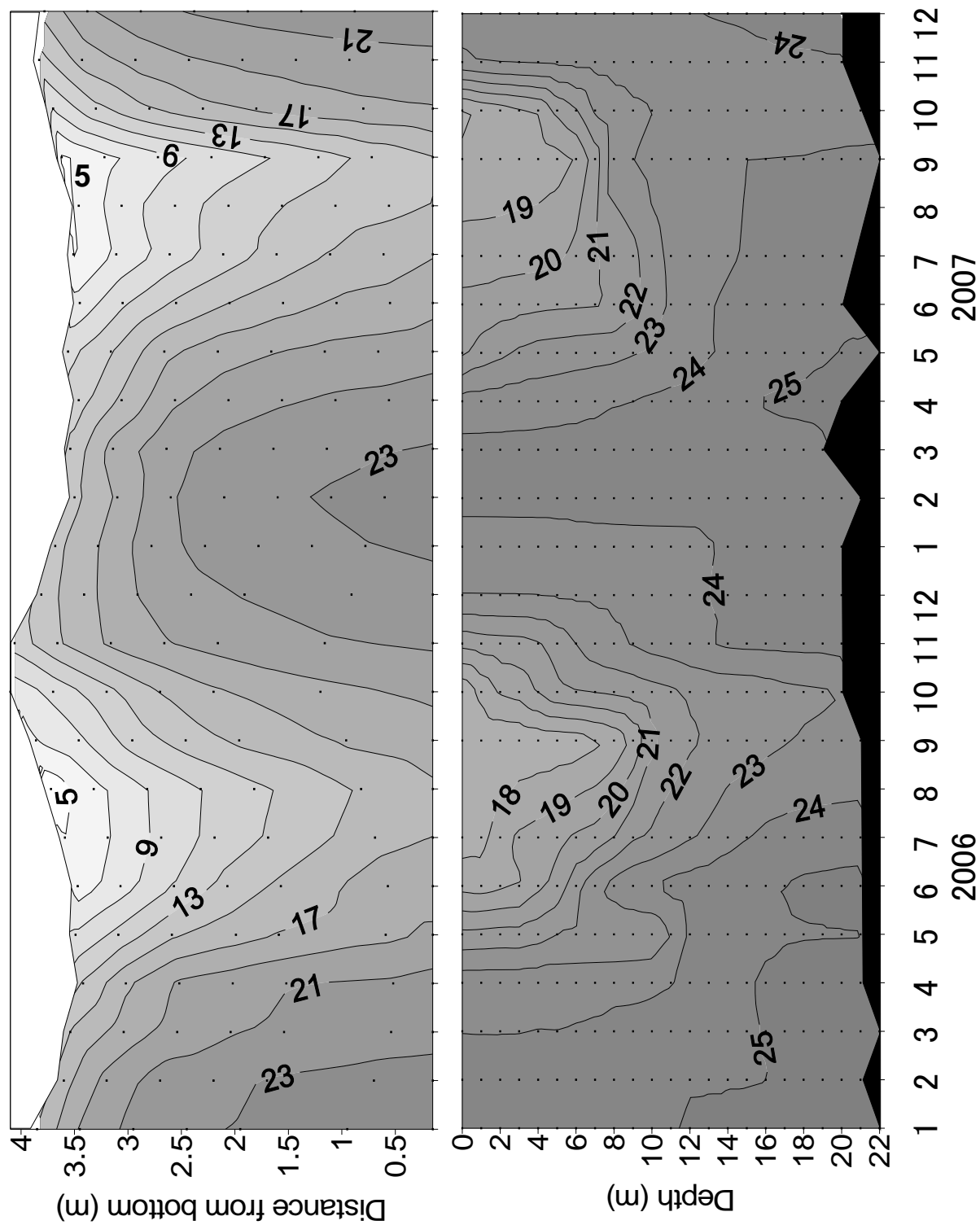


Fig. 2-4 係船場 (上) および F3 (下) における σ_t の経年変動

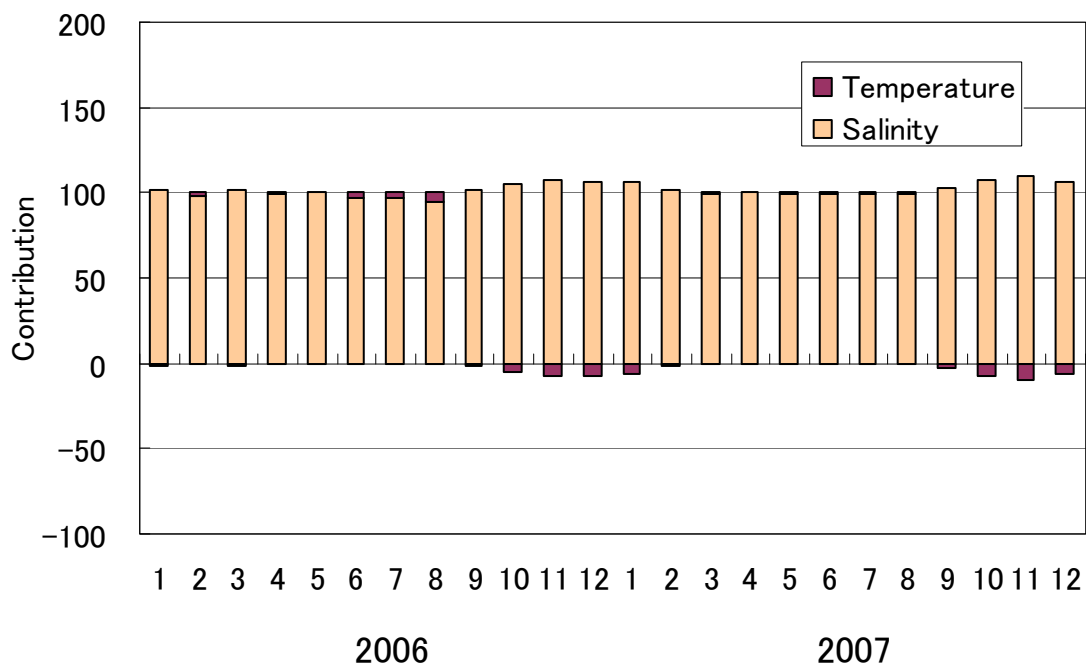
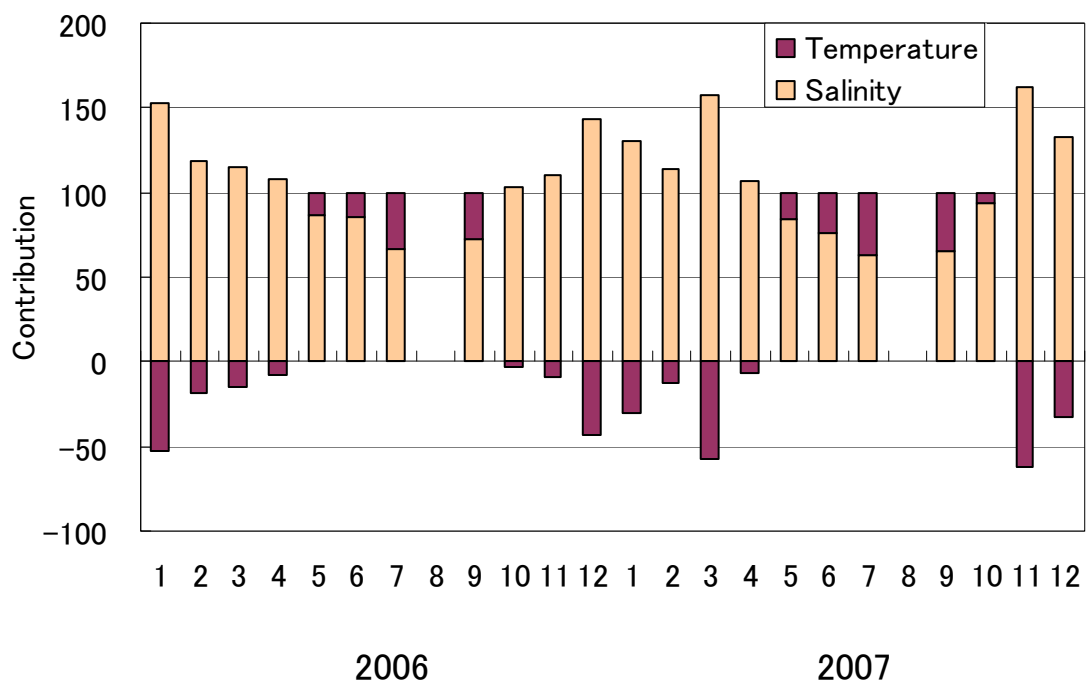


Fig. 2-5 係船場（下）およびF3（上）における
密度差への水温，塩分の寄与度

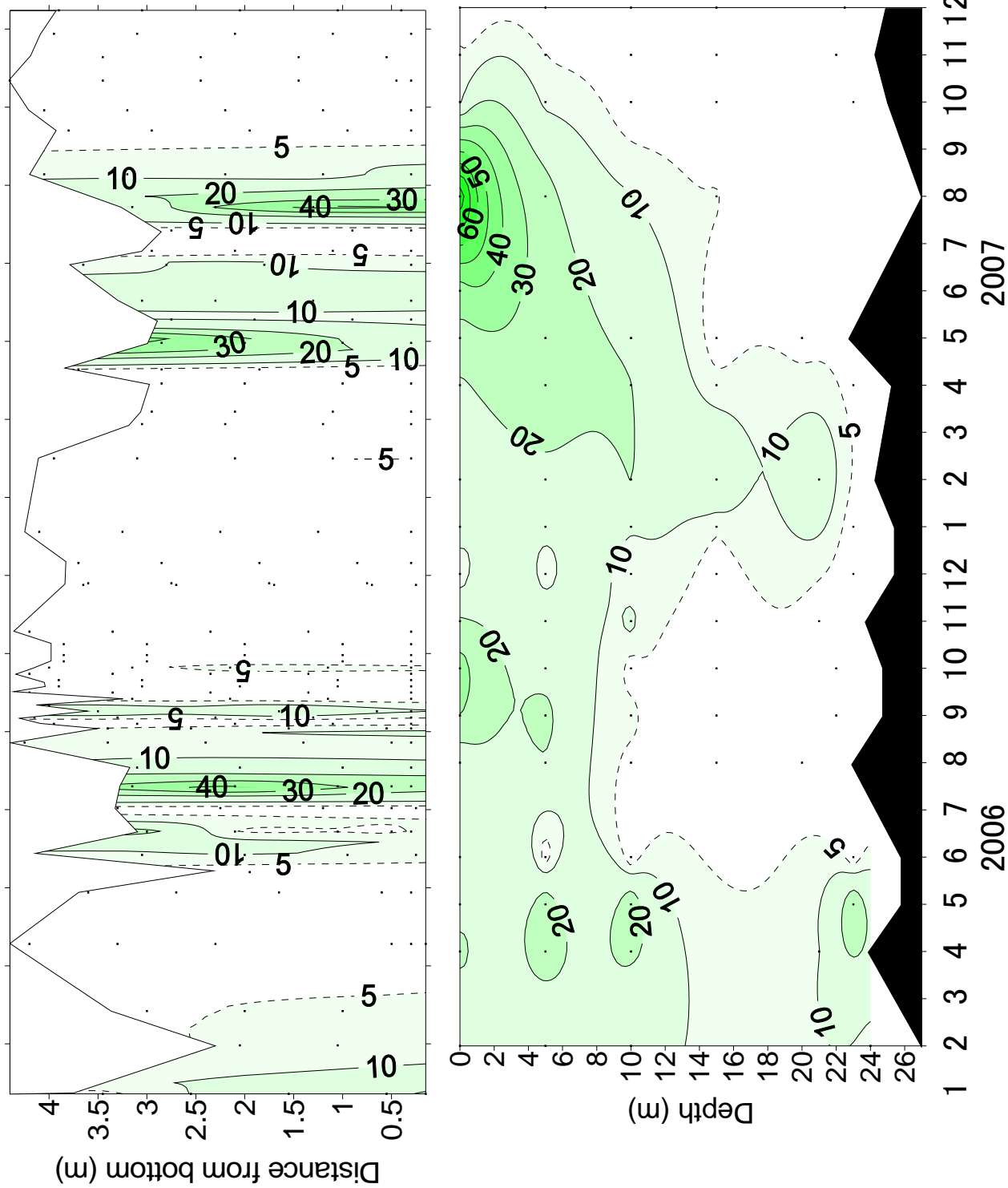


Fig. 2-6 係船場 (上) および Stn.C (下) における Chl.a ($\mu\text{g L}^{-1}$) の経年変動

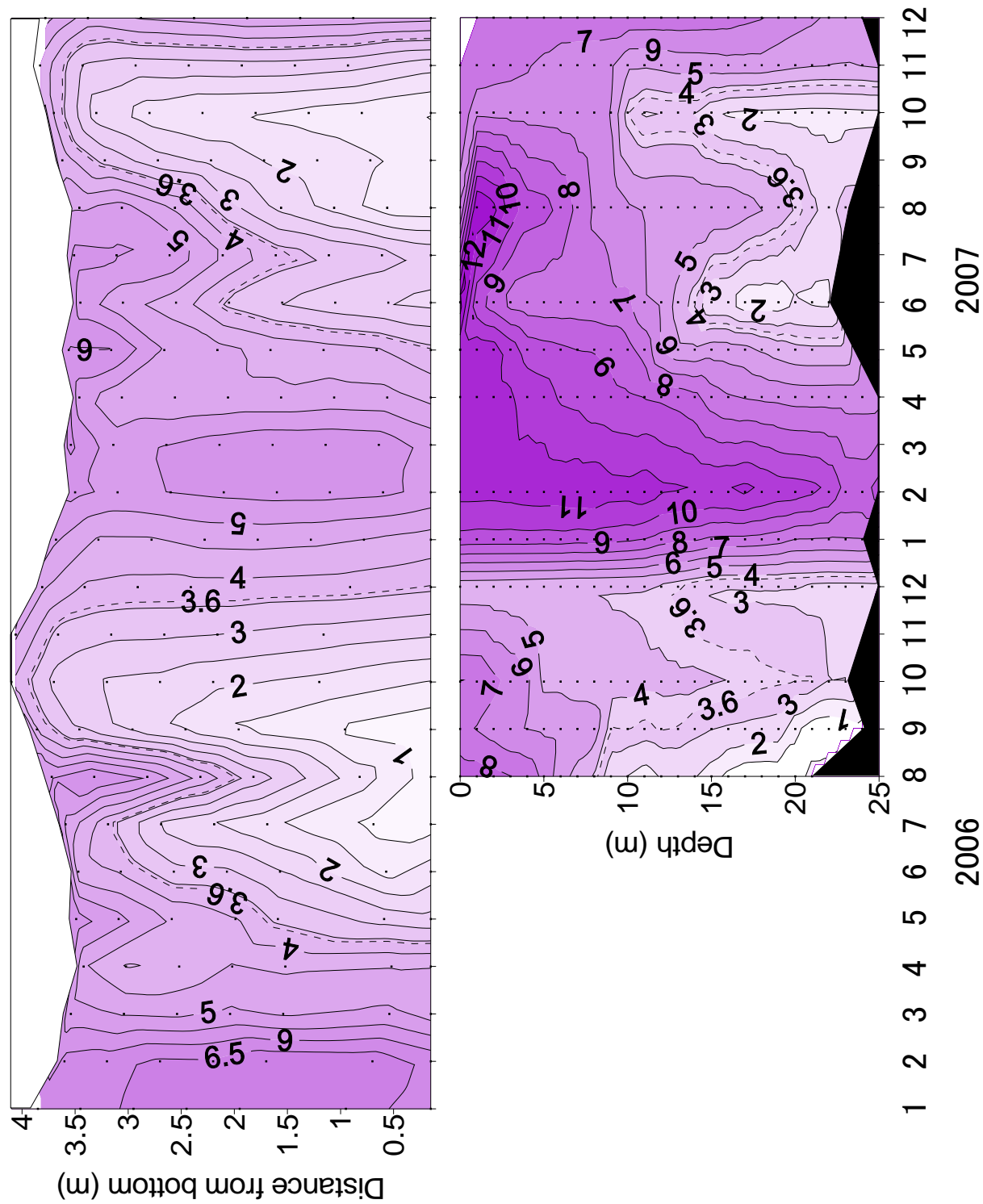
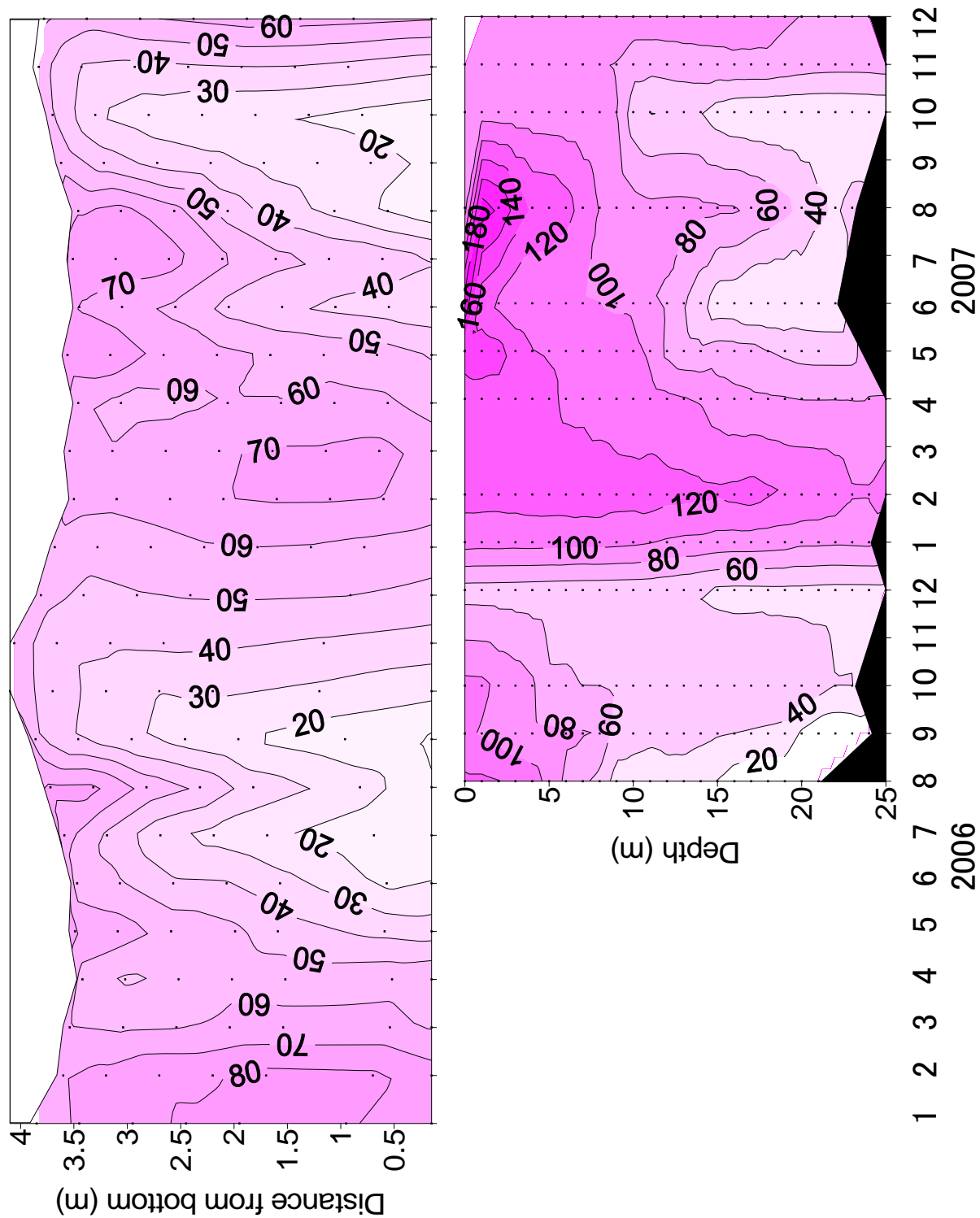


Fig. 2-7 係船場 (上) および Stn.C (下) における DO (mg L^{-1}) の経年変動



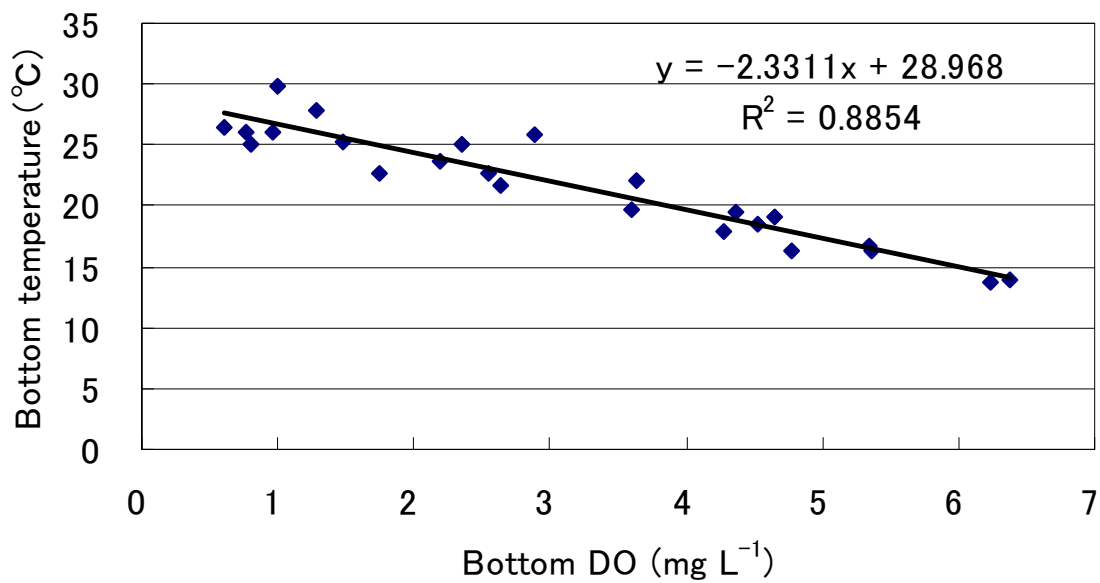
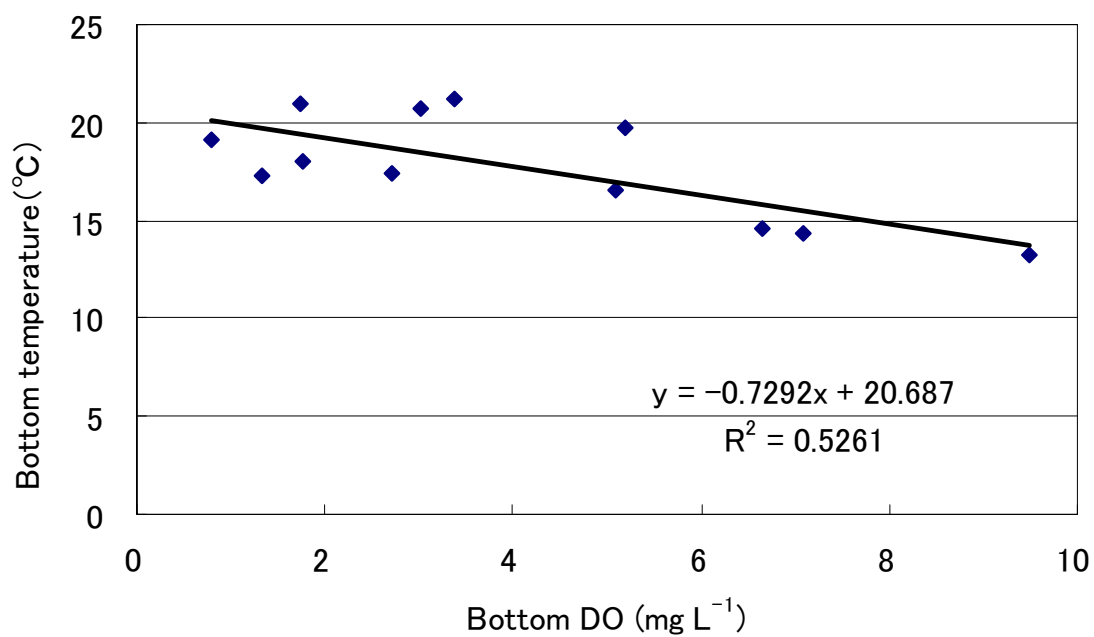


Fig. 2-9 係船場（下）および Stn.C（上）における
 底層水温と底層 DO の関係

第 3 章 装置を用いた貧酸素状態改善の試み

3-1 緒言

水域における貧酸素状態の改善方法には、海水交換の増加を狙った湾口の拡張（柏井 1989）、覆砂による底泥の酸素消費抑制（信沢ら 2005）、光ファイバーを用いた底層での光合成促進（Ruangdej and Fukami 2004）、マイクロバブルによる曝気（Srithongouthai et al. 2006, 山本ら 2006）、エアレーションにより曝気と底層水の揚水を同時に行う方法（青木ら 2001）などがある。しかし、貧酸素水塊が沿岸域で生じている場合、水温成層に加えて塩分成層が形成されやすいという点で、水温成層だけが生じる淡水域よりも解消が困難であり、ダム湖や溜め池など比較的小規模な淡水域で成功した貧酸素解消技術が、沿岸域では効果を発揮していない例が多い（山室 2002）。また、装置の製作や稼動にかかる費用については、これらの報告中では触れられていないことが多いが、実用化にあたっては費用対効果の高さが求められる。

本章では、第 2 章で述べた環境モニタリングにより得られた知見に基づき、現場環境に即した装置を開発し、底層の貧酸素状態を改善することを目的として行った実験について述べる。以下に各装置を開発するに至った経緯と名称の由来について説明する。

最初に開発された装置はソーラーライザーである。本装置は係船場の底層では夏季に貧酸素状態となるが、表層には 5 mg L^{-1} 程度の DO が存在することに着目して開発された。名称の由来は、当初の予定では貧酸素状態の底層水を表層に汲み上げ、鉛直循

環により貧酸素解消を目指していたこと、また本実験期間中には達成されなかったが、ポンプの駆動エネルギーとして太陽電池を用いようとしたことである。

次に開発された装置はソーラーシーオアシスである。本装置の目的は DO の高い表層水を底層に送り、底層の貧酸素を改善することである。本装置の製作にあたっては、ソーラーライザーにより底層に放出した表層水がすぐに上昇してしまったことをふまえ、表層水が底層水と混合するように、混合ノズルを流路の途中に、バッフル板を放出口の上方に取り付けた。また、効果を判別しやすくするためにポンプの流量増加と底層への囲いの設置を行った。シーオアシスは生物の生存可能な逃避地を意味する造語である。本実験期間中には達成されなかったが、ポンプの駆動エネルギーとして太陽電池を用いようとしたことから、本装置をソーラーシーオアシスと呼ぶ。

ソーラーシーオアシスを用いた実験により、底泥に接触しているステンレスが腐食すること、密度差による表層水の浮力が当初の予想よりも大きいことが判明した。そこで次の装置では囲いの材質をステンレスからアクリルに変更し、表層水と底層水が混合しやすいように塩化ビニル管に開けた多数の小孔から表層水を海底直上に放出することにした。基本的なシステムはソーラーシーオアシスと同様なため、名称はソーラーシーオアシス 2 とした。

ソーラーシーオアシス 2 による実験では一定の成果を得たが、表層水と底層水の密度差が大きいため、混合があまり起こらず、底層での DO の上昇は 1mg L^{-1} 程度であった。

上下の密度差が大きい場合には鉛直混合が起きにくいので、酸素を底層に直接供給

すれば、上方に拡散せず、底層の DO を効率よく増加させることができると考えられる．そこで、マイクロバブル発生装置を用い、底層へ直接酸素供給することを試みた．マイクロバブルは直径が 50 μm 以下の気泡で、上昇速度が遅く、徐々に縮小していき水中で消滅するため、水中への酸素供給効率が高いといわれている（高橋 2007）．

3-2 ソーラーライザーを用いた実験

3-2-1 装置概要

装置は水中ポンプ(RSD-40A, レイシー製)を中央に取り付けた円形の板(直径 90 cm)をブイにより浮かせ、深度約 15 cm から吸入した海水をホースを通じて海底付近に送り、水平方向に放出する (Fig. 3-1)．この仕組みにより、DO の高い表層水を底層に送り、底層に酸素を供給することを試みた．ポンプとホースの間に流量計 (SPX-075, ハイテック製) を取り付け、ポンプが正常に稼動しているかを判断した．また、試験運転時に、水面に浮いているゴミを吸引しポンプが停止することがあったため、実験時には円形の板の周囲にネットを張りゴミの吸入を防いだ．なお、8 月 15 日以降は、塩分が極めて低い表層からの取水を避け、放出された水の上昇を防ぐため、取水深度を 1 m に変更した (Fig. 3-2)．装置の各部分の仕様は以下の通りである．

装置サイズ	上部 130 cm×130 cm×90 cm (円形の板の直径は 90 cm)
	下部 90 cm×90 cm×70 cm
フレーム材質	アルミニウム (さび止め塗装を施した)

ポンプ	最大流量	40 L min ⁻¹
	消費電力	65 W
	定格電圧	AC 100 V
ホース	内径	10 cm
	長さ	3.5 m

3-2-2 実験方法

定時観測点 (Fig. 2-1) の数 m 南に装置を設置した。2006 年 8 月 15, 18, 31 日に装置を稼働させ、装置付近で測定を行った。放出口が岸壁に平行になるように装置を設置し、ポンプの稼働約 30 分後から 1 時間後に測定を開始した。測点は、放出口先端の直近、海底直上 10 cm を (0/0) とし、そこから岸壁に平行に Y cm 離れた点を (0/Y), (0/0) から岸壁に X cm 近づいた点を (-X/0), X cm 離れた点を (+X/0) とした (Fig. 3-3)。それぞれの点の海底直上 0.1 m から深度 3 m まで 0.25 m 間隔で SCOOT メーター (Model 85, YSI 製) を用いて水温、塩分、DO の測定を行った。なお、DO センサは時定数が大きく正確に測定するには時間がかかり、注入した表層水を追跡するための時空間的な解像度を得ることができないため、塩分を表層水の指標として用いた。

3-2-3 結果と考察

実験① (2006 年 8 月 15 日)

放出された表層水起源とみられる低塩分水が (0/0) の深度 3.75 m と (+25/0) の 3.5 m で観測された (Fig. 3-4). しかし低塩分水が観測された範囲は狭く, 水平方向に拡散してはいないようであった. これは表層水の σ_t が 5 程度と低く (Fig. 3-5), 底層水 (σ_{t15} 程度) との密度差が大きかったことにより, 放出口直近で急速に上昇したためであると考えられる.

実験② (2006 年 8 月 18 日)

1 回目の実験では, 放出した表層水がすぐに浮上してしまい, 底層に拡散しなかったと思われたので, 今回は取水深度を 15 cm から 1 m に変更し, 前回よりも密度が高い水を放出した. その結果, 放水口の直近である (0/0) の深度 4.25 m (海底直上 10 cm) と, (-25/0) から (-25/75) の深度 3.25 m, (-25/50) の深度 3.5 m 付近で低塩分の水が観測された (Fig. 3-6). Fig. 3-7 には当日の定時観測時における σ_t の鉛直分布を示す.

実験③ (2006 年 8 月 31 日)

実験②と同じ条件で実験を再び行った. 今回は (0/0) の深度 4 m, 4.2 m, (0/25) の 4.2 m, (-25/0) と (-25/25) の 3.75 m 付近に低塩分水が観測された (Fig. 3-8). Fig. 3-9 には当日の定時観測時における σ_t の鉛直分布を示す.

2 回目と 3 回目の実験をまとめると, 取水口の深度を変えたことにより低塩分水が観測された範囲は広がったが, 海底直上に拡散することにはなかった. また, 低塩分水が観測された地点でも, 放出口直近以外では周囲との塩分の差はわずかであった. これ

は放出された水量が少なすぎたためだと思われる。

3-3 ソーラーシーオアシス 1 を用いた実験

3-3-1 装置概要

ソーラーライザーによる実験では、ポンプの流量が小さかったため効果が判定しにくく、また放出水は浮力が大きく放出口近傍で直ちに浮上してしまったため、改良した装置を作成した (Fig. 3-10)。本装置では DO の豊富な表層水を底層に送るというシステムは前装置と同様とし、ポンプを大型のもの (P152, マキタ製) に交換した。また、放出口の前に混合ノズルを取り付け、底層水を吸引混合することにより放出水の密度を高め、浮上速度を抑えることを試みた。また、効果が判定しやすいように海底に囲いを作成し、その中に表層水を放出するようにした。放出口の直上には細かい穴をあけたステンレス板を置き、さらにその上にバッフル板を設けて放出水の拡散を図った。ポンプとホースの間には流量計 (IP81P-60-68, ハイテック製) を取り付けた。装置の各部分の仕様は以下の通りである。

装置サイズ	上部	35 cm×35 cm×35 cm (浮きを除く)	
	下部	150 cm×150 cm×80 cm	
	下部囲い	150 cm×150 cm×50 cm	厚さ 0.5 mm
フレーム材質	上部	アルミニウム (さび止め塗装を施した)	下部 SUS304
ポンプ	最大流量	100 L min ⁻¹	

消費電力 340 W

定格出力 150 W

定格電圧 AC 100 V

ホース 内径 10 cm

長さ 3.2 m

3-3-2 実験方法

2007 年 11 月 1 日から 12 月 3 日まで、ほぼ毎日 14 時 30 分前後に、装置の円形の囲いの内側、そこから 1–3 m 離れた囲いの外側、取水口直近（深度 1 m）の 3 点で SCOOT メーター（Model 85, YSI 製）を用いて DO と塩分を測定した。囲い内、囲い外の測定深度は両地点とも海底直上 15 cm である。同時に、設置してある流量計により流量を測定した。

3-3-3 結果と考察

装置内でしばしば、装置外より低い塩分が観測され、表層水注入の効果が確認された（Fig. 3-11）。しかし囲い内外の塩分差は最大で 0.5 であり、表層水を効率よく海底付近に滞留させることはできなかった。12 月 14 日と 12 月 22 日に装置外で低塩分が観測された理由をはっきりしない。実験時期には DO は既に上昇し始めており、表層と底層との差が少なくなっていたため、DO に関しては表層水注入の効果は確認できなかった（Fig. 3-12）。

装置稼働中におけるポンプ流量は時間の経過とともに徐々に低下していった（Fig.

3-13). 11 月 17 日と 12 月 12 日の観測前に、ポンプの取水口付近をデッキブラシまたはたわしで清掃したところ流量が増加した。しかし設置当初の水準までは増加せず、長期間稼働させる場合にはポンプの内部や流路（ホースなど）の清掃が必要だと思われる。

実験後に確認した結果では、混合ノズルは当初設計どおりに機能しておらず、底層水と表層水を混合した海水ではなく、ほとんど表層水のみを注入していたことが判明した。また、設置約 3 ヶ月後に装置を回収したところ、囲いのステンレス板は底泥に接触していた部分で著しく腐食しており（Fig. 3-14）、実験を継続できないことが判明したため、本装置による実験を終了し、新たに設計した装置によって次の実験を行うこととした。

3-4 ソーラーシーオアシス 2 を用いた実験

3-4-1 装置概要

装置は水中ポンプ（P152, マキタ製）・浮き・取水口から成る上部と、表層水放出孔・囲いから成る下部、上部と下部をつなぐホースで構成されている（Fig. 3-15）。上部は海面に浮いており、深度 20 cm 付近の水を取水する。取水された表層水は下部のパイプに横向きに開けられた孔から、着底している囲い中に放出される。囲いを陸上に置き、テストを行った際の水の放出状況を Fig. 3-16 に示す。なお、取水口にはゴミを吸引しないようステンレス製のザル（直径 30 cm）をつけていたが、ビニール袋や落ち葉などでザルがふさがれて流量が落ちることがあったため、装置の稼働中に直径 60 cm

の大型のものに交換した (Fig. 3-17). 装置の各部分の仕様は以下の通りである.

装置サイズ	上部 (フレーム)	100 cm×30 cm
	下部 (囲い)	100 cm×100 cm×60 cm
フレーム材質	SUS304 (囲い部分にはさび止め塗装を施した)	
ポンプ	最大流量	100 L min ⁻¹
	消費電力	340 W
	定格出力	150 W
	定格電圧	AC 100 V
ホース	内径	10 cm
	長さ	5 m
表層水放出孔	孔径	3.5 mm
	孔数	208

3-4-2 実験方法

・連続観測

装置を係船場に設置し, 2007 年 8 月 13 日から 9 月 17 日まで稼働させた. 装置下部の囲い内に, 多項目水質計 (600OMS-ROX, YSI 製) を, 囲い南端から 60 cm 南の地点に水温塩分計 (Compact CT, アレック電子製) と溶存酸素計 (Compact Optode, アレック電子製) を設置し, 装置稼働中の 2007 年 8 月 13 日から 9 月 17 日まで水温, 塩分,

DO を 10 分ごとに測定した。設置深度はともに海底直上 10–20 cm である。また、多項目水質計（AAQ1183, アレック電子製）を用い、ほぼ毎日 1 回、14 時 30 分前後に取水口直近の水溫、塩分、DO を測定し、水溫と塩分から σ_t を求めた。

- ・放出水の動態観測

8 月 13 日の装置稼働前と、装置稼働中の 8 月 16 日、9 月 3、14 日に多項目水質計（AAQ1183, アレック電子製）を用い、Fig. 3-18 に示す点で水面直下から海底直上（装置の囲い内では表層水が放出されるパイプ直上）まで水溫、塩分、DO を測定し、水溫と塩分から σ_t を求めた。

- ・底質調査

装置稼働前の 8 月 11 日と装置稼働終了後の 9 月 17 日に、エクマンバージ採泥器（採泥面積 0.0225 m²）を用いて装置の囲い内・外（Fig. 3-19）で採泥を行った。採泥後に採泥器内に入った直上水をサイホンを用いて抜き、表層 1 cm の泥を葉さじで採取した（採泥器表面積の半分程度）。その際貝殻などは除いた。その後、残った泥の表層 3 cm までを葉さじで採取し、目合い 2 mm のふるいにかけた。泥は分析まで保冷容器に収納し低温で保存した。その後実験室において表層 1 cm の泥で酸揮発性硫化物態硫黄（AVS-S）を、表層 3 cm の泥で強熱減量をそれぞれ測定した。AVS-S の分析は検知管（201H, ガステック製）を用い、門谷（2002）に従った。強熱減量の分析は環境庁水質保全局水質管理課編（1988）に従った。

3-4-3 結果と考察

・連続観測

装置囲い内の DO は $0-4.62 \text{ mg L}^{-1}$ の間で変動した (Fig. 3-20). 平均値は 1.10 mg L^{-1} であった. 装置外の DO は $0-2.58 \text{ mg L}^{-1}$, 取水口直近の DO は $1.95-11.41 \text{ mg L}^{-1}$ の間で変動した. 平均値は装置外が 0.19 mg L^{-1} , 取水口直近が 4.63 mg L^{-1} であった. 取水口の DO が高い場合にも, 装置外の DO が低い場合には, 装置内の DO も低いままであった. これは囲い内が表層水で満たされることはなく, 底層水と表層水が混合した水が囲い内に存在していたことを示している. 装置内と装置外の DO の差の最大値は 3.37 mg L^{-1} , 最小値は -1.29 mg L^{-1} , 平均値は 0.91 mg L^{-1} であった (Fig. 3-21). この値は取水口の DO とよく対応していた. 生物の貧酸素耐性について Yamochi et al. (1995) は, DO を調節した水槽内で 24 時間生物を飼育し, 致死率を求めた. その結果, マハゼ *Acanthogobius flavimanus* は $DO 0.57-0.93 \text{ mg L}^{-1}$ では全個体が死亡したが, $DO 1.55 \text{ mg L}^{-1}$ 以上の場合には死亡個体はなかった. また, ガザミ *Portunus trituberculatus* の場合, $DO 0.63-1.49 \text{ mg L}^{-1}$ では 83% が死亡したが, $DO 1.79-2.13 \text{ mg L}^{-1}$ 以上の場合には死亡個体はなかった. また, Miller et al. (2002) によれば, 魚類 12 種, 甲殻類 9 種, 二枚貝類 1 種の幼生及び仔稚魚を, 貧酸素状態で飼育した場合の LC_{10}/LC_{50} は, 平均で 1.32 である. これは, DO が少し増加するだけで, 生残できる生物数が大きく増加することを示している. 生物が斃死にいたるには, 貧酸素の度合いとその継続時間が関連していると考えられる. 装置の稼動により DO が生物にとって致命的となる DO より高くなる時間が増加すれば, 斃死する生物は減少すると考えられる.

取水口直近, 装置内・外の塩分から, 装置内における表層水と底層水の混合比を算

出した．表層水の割合は平均で 16.8%となった (Fig. 3-22)．なお，本装置による実験終了後に，囲い外に設置していた水温塩分計の電気伝導度の値が，ともに設置していた溶存酸素計の耐圧容器に使用されている金属の影響により，実際よりも高く出ていることが判明したため，値の補正を行った．混合比を求める際に使用した塩分の値は補正後の値である．

・放出水の動態観測

装置の稼働前である 8 月 13 日には，DO， σ_t とともに水平方向に一様な分布をしており，深度が増すほど DO は減少し， σ_t は増加していた (Fig. 3-23, 3-24, 線は囲いの位置を示す．以下の図でも同様)．装置稼働中の DO をみると，囲い内で囲い外の同深度よりも高くなり，囲いの上方で水平方向に均一な値となっていた (Fig. 3-25, 3-27, 3-29)．囲い外の海底直上では DO の上昇は見られず，本装置による貧酸素改善効果は得られなかった．装置稼働中の 8 月 16 日，9 月 3，14 日には，ともに囲い内で他地点の同深度よりも低い σ_t が観測され，表層水が囲い内に放出されている様子が確認された (Fig. 3-26, 3-28, 3-30)．放出された表層水は底層水よりも密度が低いため，底層水と混合しながら上昇し，周囲と密度が等しくなる層まで達すると，等密度面に沿って水平方向に広がっているようであった．取水口直近の水温，塩分，DO， σ_t は Table 3-1 に示すとおりであった．

・底質調査

AVS-S は装置稼働前，3 点の平均値が $4.20 \text{ mg g dw}^{-1}$ ，装置稼働終了後の装置内 2 点の平均値が $4.56 \text{ mg g dw}^{-1}$ ，稼働終了後の装置外 3 点の平均値が $6.03 \text{ mg g dw}^{-1}$ であっ

た (Fig. 3-31). 横山ら (2002) は, 熊野灘において底泥中の AVS-S と直上水の DO に負の相関があることを報告している. 本実験時には, 装置稼動中に装置内の DO が装置外よりも高くなったため, AVS-S の増加を抑えることができたものと思われる. 強熱減量は装置内 2 点の平均値が 14.2%, 装置外 3 点の平均値が 17.4%であった (Fig. 3-32). 鯉渕ら (2004) は, 海底付近への 5 日間の曝気により, 底泥中の好気性細菌の指標となるユビキノン (偏性好気性細菌や通性嫌気性細菌に存在する補酵素) の割合が増えたと報告している. 本研究においても, 装置の稼動により囲い内の DO が上昇し, 好気性細菌の割合が増加し, 有機物の分解が進んだため, 強熱減量が減少したと考えられる. 本装置により, 狭い範囲ではあるが, DO の増加と底質の改善を確認できた. さらに, 本装置は夏季に表層の DO 濃度が飽和値に達するような海域で用いれば, より高い効果を得られると考えられる.

3-5 マイクロバブル発生装置を用いた実験

3-5-1 装置概要

本装置は本体 (ポンプ, 空気吸引口), マイクロバブル発生ノズル (ノズル), 取水口, 本体と取水口, 本体とノズルをつなぐホースから成る (Fig. 3-33). さらに, 取水口側のホースと本体の間に流量計 (SPX-075, ハイテック製) とバルブを, 空気吸引口に流量計 (RK-1650, コフロック製) を取り付けした. 本体は鉄製のアングルで製作した架台の上に置いた. 本装置はストレーナ付の取水口からポンプにより水をくみ上げ, 本体の空気吸引口から空気を吸引する. 吸引された水と空気はホースを通じてノズル

へ送られる．ノズルからはマイクロバブル（直径 $0.5\text{--}3\ \mu\text{m}$ ，メーカー公表値）と水が放出される．装置の仕様は以下の通りである．

発売元	(株)ホルス
名称	ワンダフリー
バブル発生方式	超高速旋回方式
定格電圧	100 V
消費電力	370 W
本体サイズ	30 cm×38 cm×30 cm
本体重量	約 14.5 kg
ホース長さ	10 m

3-5-2 実験方法

・気泡撮影

2007 年 11 月 21 日に越中島キャンパス動力エネルギー工学研究室においてマイクロバブルの撮影を行った．越中島キャンパス係船場で汲んだ海水で満たした水槽内でバブルを発生させ，奥行き 2 mm，幅 20 mm の流路内を通るバブルをカメラ (Pixelfly Family, PCO.Imaging 製) で撮影した (Fig. 3-34)．その際の空気流量は $0.1\text{--}1.0\ \text{L min}^{-1}$ である．得た画像からそれぞれの空気流量ごとにバブルの直径と個数を求めた．

・ 現場実験

本体を係船場の岸壁上に設置し，ホースを壁面より約 80 cm 離れた海中に垂らし，取水口とノズルが海底直上約 50 cm に位置するようにした．2007 年 10 月 17, 22-23 日，11 月 2, 16 日に装置を稼働させ実験を行った．多項目水質計（AAQ1183, アレック電子製）を用い，Fig. 3-35 に示す 7 点で海面直下から海底直上まで水温，塩分，DO を測定し，水温と塩分から σ_t を求めた．測定は最も北に位置する 0 から 1, 2...6 という順番で行われた．実験中にはランプ型水中 CCD カメラ（1101PC, 塚本無線製）を用い，適宜気泡の放出状況を確認した．

3-5-3 結果と考察

・ 気泡撮影

Fig. 3-36, 3-37 に撮影された気泡の一例を示す．気泡個数のピークは空気流量 0.1, 0.5 L min⁻¹ において 20–25 μm , 0.2, 0.3 L min⁻¹ において 25–30 μm , 1.0 L min⁻¹ においては 100 μm 以上であった（Fig. 3-38）．1.0 L min⁻¹ 以外では，気泡数のピークは 30 μm 前後と似ていたが，空気流量が増すほど，100 μm 以上の大きい気泡の数が増加した．

・ 現場実験

実験①（2007 年 10 月 17 日）

空気流量を 0.2 L min⁻¹ として実験を行った．海水流量は 14.1–15.1 L min⁻¹ であった．稼働 1 時間後，3 時間後と時間が経過するにつれ，底層で DO 0.8 mg L⁻¹ 以上の範囲が

増加し、底層に酸素を供給できたようであった (Fig. 3-39,3-40, ●はノズルの位置を示す. 以下の図でも同様). σ_t は稼動前, 稼動中ともに水平方向にほぼ均一な値を示し, 装置の稼動による海水の鉛直的な移動はないようであった.

実験② (2007 年 10 月 22–23 日)

次に, 実験①とは空気流量を変え 1.0 L min^{-1} として実験を行い, 空気流量の違いによる DO の空間分布の違いを調べた. 海水流量は $12.0\text{--}12.3 \text{ L min}^{-1}$ であった. 装置稼動中には, 装置稼動前と比較してノズルの直近で DO の上昇が見られ, その影響はノズル直下, 斜め上方にも及んでいるようであった (Fig. 3-41,3-42). しかしノズル直下以外の海底直上では DO の上昇効果は低いようであった. σ_t の分布から, 稼動 4 時間後, 1 日後にはノズル直近から 50 cm 南の地点にかけて底層水の上昇が見られた. これは, 気泡撮影の際に確認されたのと同様の, 径の大きい気泡の浮力によるものと思われた.

実験③ (2007 年 11 月 2 日)

次に, 実験①における底層の DO の上昇が装置によるものかを確認するため, 流量 0.2 L min^{-1} のままで, 装置停止後にも観測を行った. 海水流量は $14.1\text{--}14.9 \text{ L min}^{-1}$ であった. この実験では, 流量計の目盛りは 0.2 L min^{-1} となるように設定したが, 実験終了後に流量計と装置をつなぐチューブの接続部分から空気が漏れていたことが判明したため, 実際の空気流量は 0.2 L min^{-1} よりも大きくなっていたと思われる.

装置稼動後の DO は空気流量 1.0 L min^{-1} で行った時と同様な分布を示した (Fig.

3-43,3-44). すなわちノズル直近と直下, 斜め上方で DO の上昇が確認されたが, ノズル直下以外の海底直上では DO の上昇は見られなかった. 装置停止後には稼動 3 時間後に見られたノズル周囲の高い DO (2 mg L^{-1} 以上) は観測されず, 深度約 1–3 m の DO は 0.1 mg L^{-1} 程度低下していた. σ_t の分布から, 稼動 1 時間後, 3 時間後にはノズル直近から 50 cm 南, もしくは 50 cm 北の地点で底層水の上昇が見られた.

実験④ (2007 年 11 月 16 日)

次に, 実験①における底層の DO の上昇が装置によるものかを確認するため, 流量計と装置の間の空気漏れ箇所を補修し, 装置停止後にも観測を行った. なお, 実験前に水中カメラで確認したところ, 空気流量 0.2 L min^{-1} では気泡の量が実験①の時よりも少なく見えたため, 流量は 0.3 L min^{-1} に設定した. 海水流量は 15.1 L min^{-1} であった.

装置稼動 1 時間後には深度約 3 m 付近の σ_t 19.75–20.25 の層を中心に $\text{DO } 2.5 \text{ mg L}^{-1}$ 以上が確認された (Fig. 3-45,3-46). σ_t を見ても実験②, ③のような底層水の上昇が見られなかったため, ノズルよりやや上方の一定の層に酸素を供給できたものと思われる. しかし稼動 3 時間後にはこのような現象は見られなくなった. この理由は不明であるが, 潮流による水平移流により, 酸素が供給された水塊が移動した可能性が考えられる. 稼動 1 時間後, 3 時間後ではともに, 実験②, ③のようなノズル直近で DO が高くなったり, 底層水が上昇したりといった現象は見られなかった.

実験①から④をまとめると, 空気流量が多い場合 (1.0 L min^{-1} 程度) はノズル直近や

直下，斜め上方では明らかな DO 増加が確認されるが，ノズル直下以外の海底直上には効果が及ばないことがわかった．これは放出される気泡のうちの径が大きいもの上昇に連行され海水が上昇するため，径の小さい気泡も底層に滞留しにくいためと考えられた．径の大きい気泡による上昇流の発生は田中ら（2004）でも報告されている．

空気流量が少ない場合（ 0.2 L min^{-1} 程度）は上昇流が起きていなかったため，底層のみに酸素を供給できる可能性が高いと考えられるが，本研究中では装置の効果の有無を明確に確認することはできなかった．今回のような海中に直接ノズルを設置する方法では，底層に酸素が供給されたとしても移流により効果の確認が困難である．今後はノズルの周囲に囲いを作るなど効果が判定しやすい実験方法を考える必要がある．また，実験③，④を行った時期にはすでに DO の上昇が見られており，効果を確認しにくかった可能性があるため，今後は DO が今回の実験時よりも低い夏季に実験を行う必要がある．また，今回は取水口とノズルを同深度に設置したが，取水口をノズル深度よりも密度が高い層に設置することで，酸素をより海底に近い層に供給できる可能性がある．

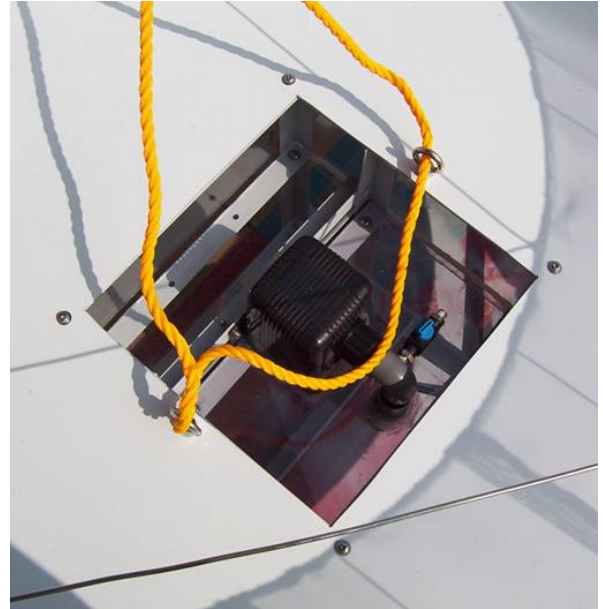


Fig. 3-1 ソーラーライザー
(左上：全景，右上：水中ポンプ，左下：設置状況，右下：放出口)



Fig. 3-2 ソーラーライザー（取水深度変更後）
（上：装置上部，下：設置状況）

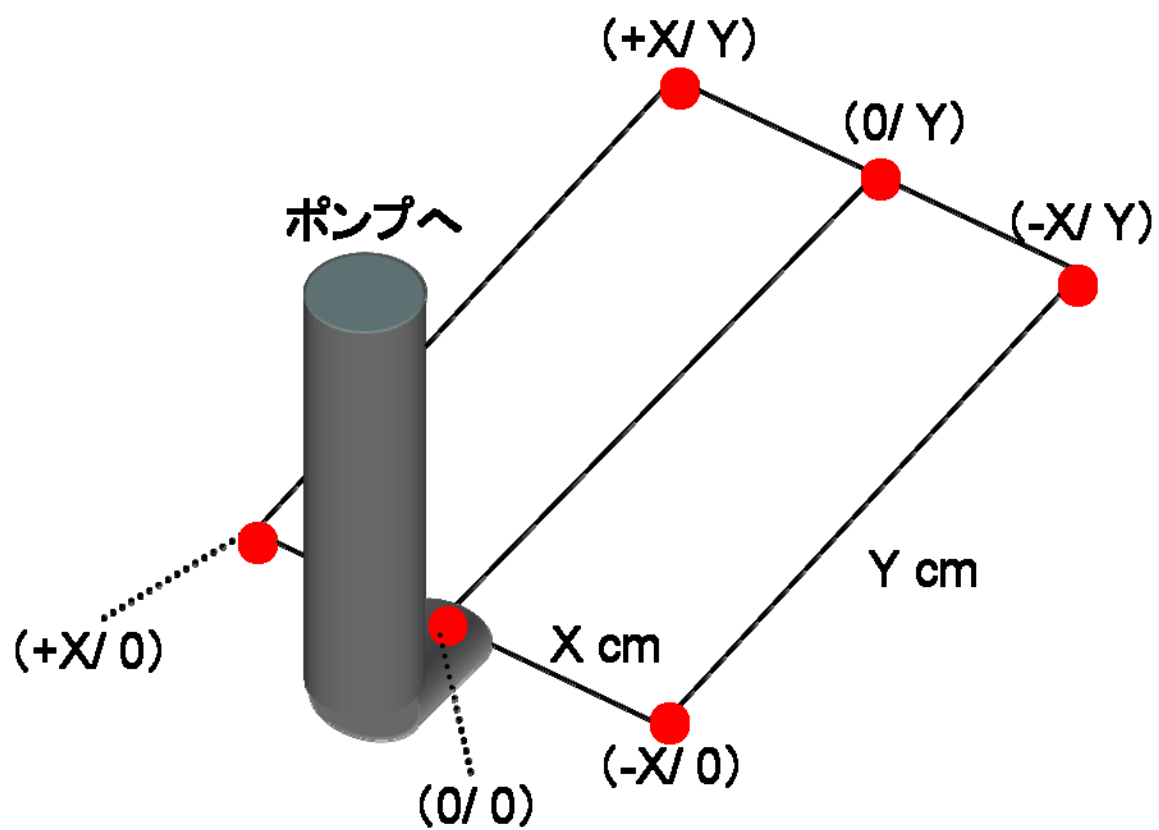


Fig. 3-3 ソーラーライザーを用いた実験時の観測点の例

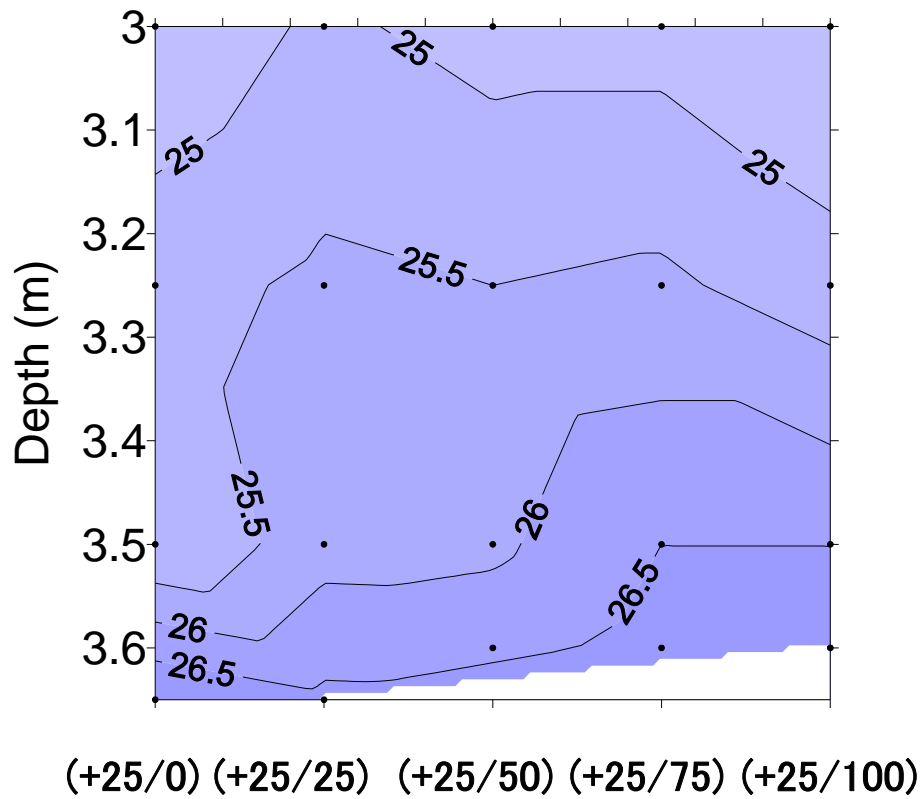
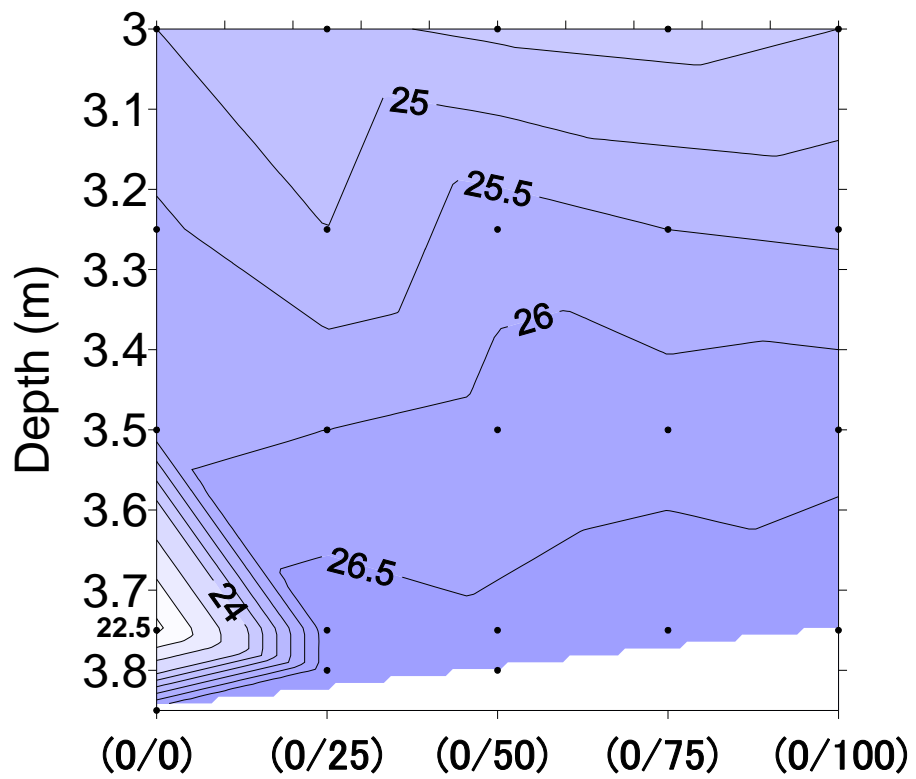


Fig. 3-4 実験 1 回目における塩分の鉛直断面図
(上 : (0/Y), 下 : (+25/Y))

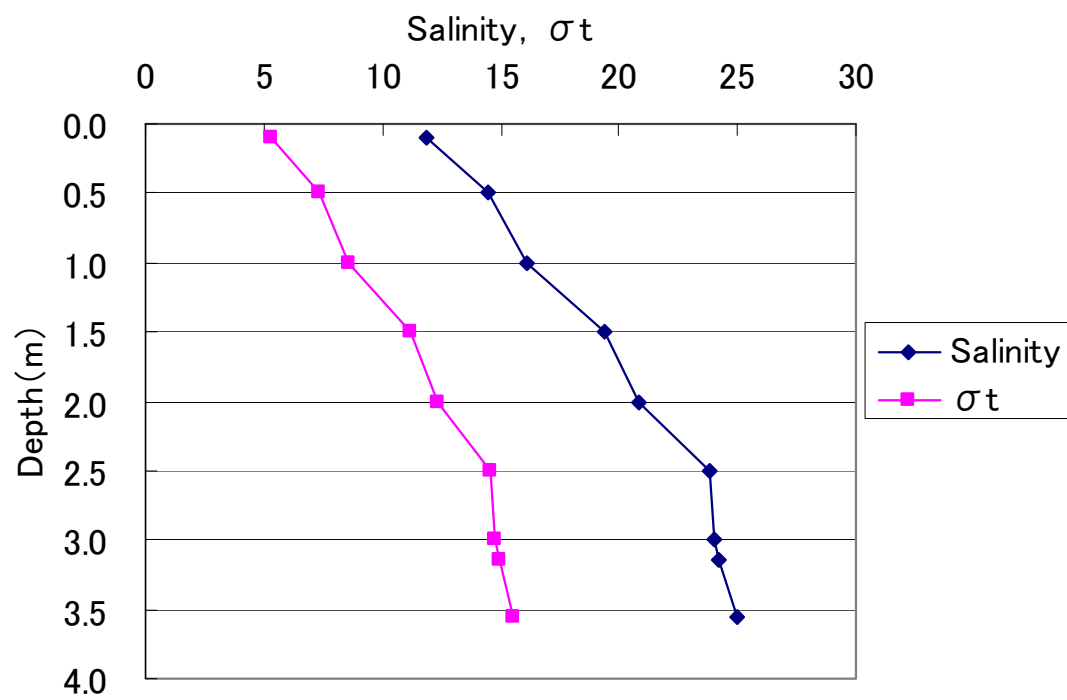


Fig. 3-5 実験 1 回目における定時観測時の塩分と σ_t の鉛直分布

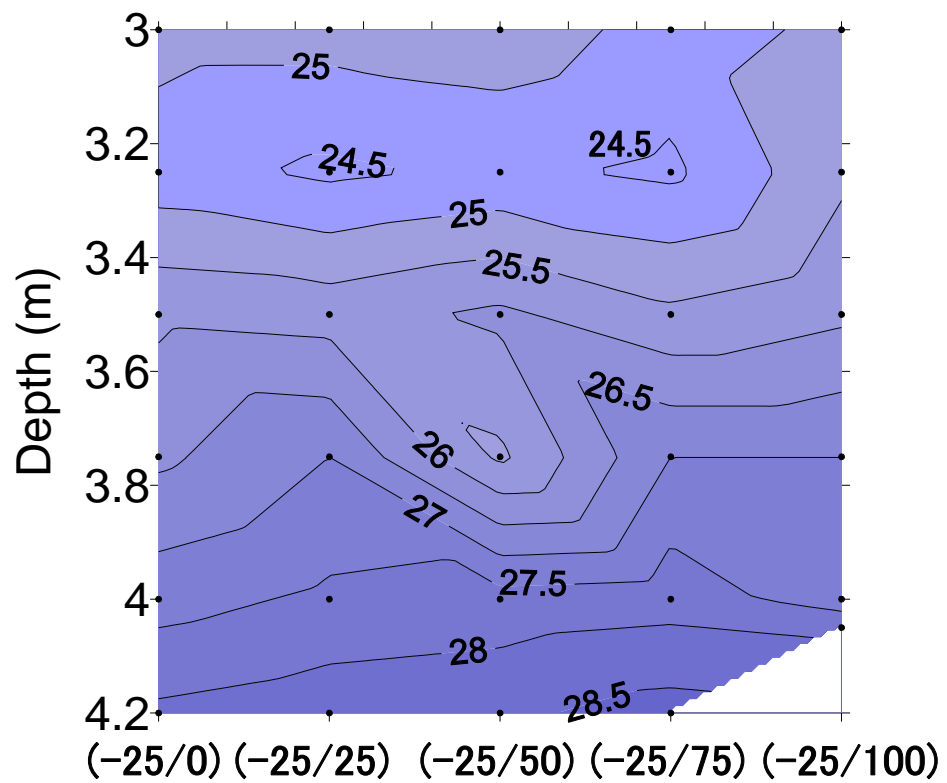
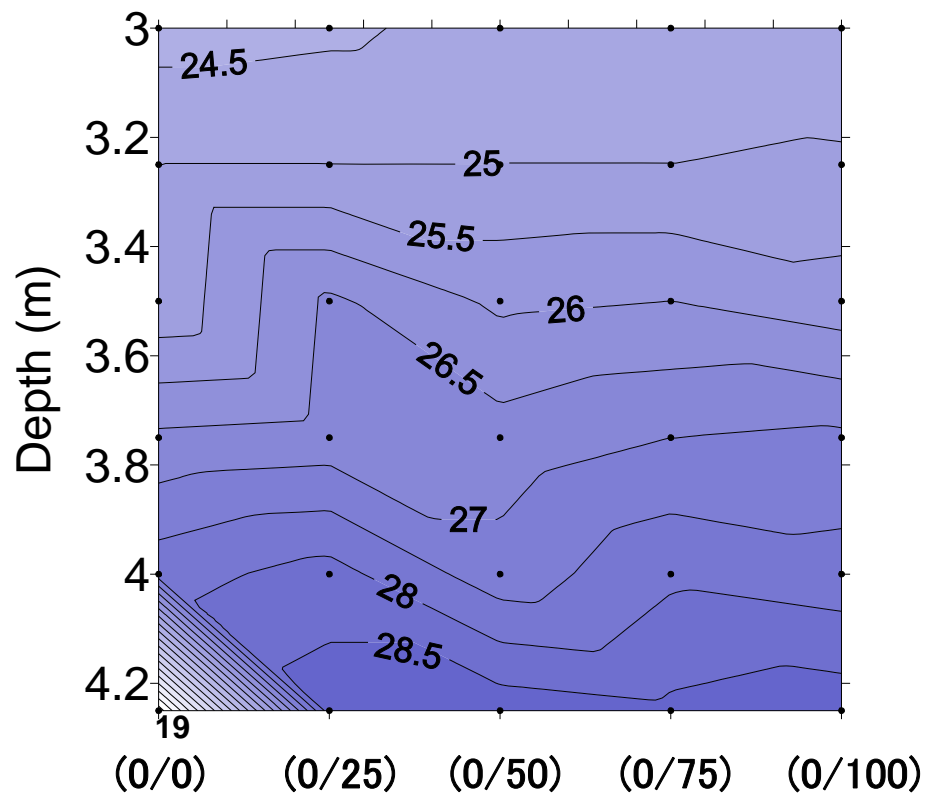


Fig. 3-6 実験 2 回目における塩分の鉛直断面図
(上 : (0/Y), 下 : (-25/Y))

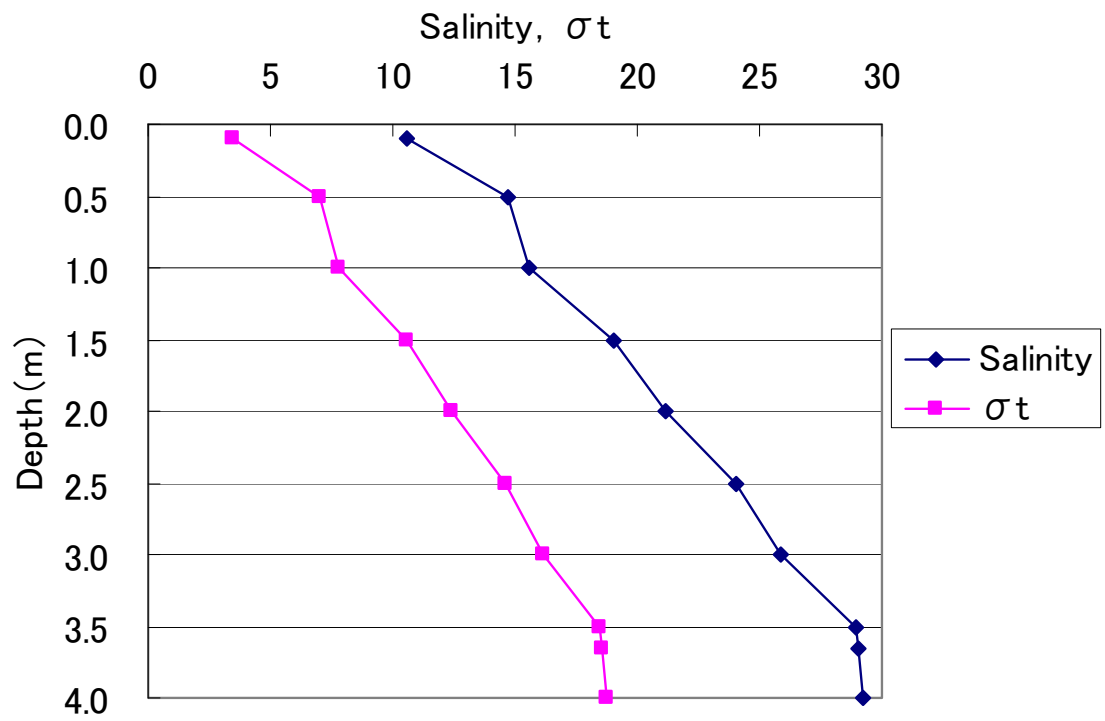


Fig. 3-7 実験 2 回目における定時観測時の塩分と σ_t の鉛直分布

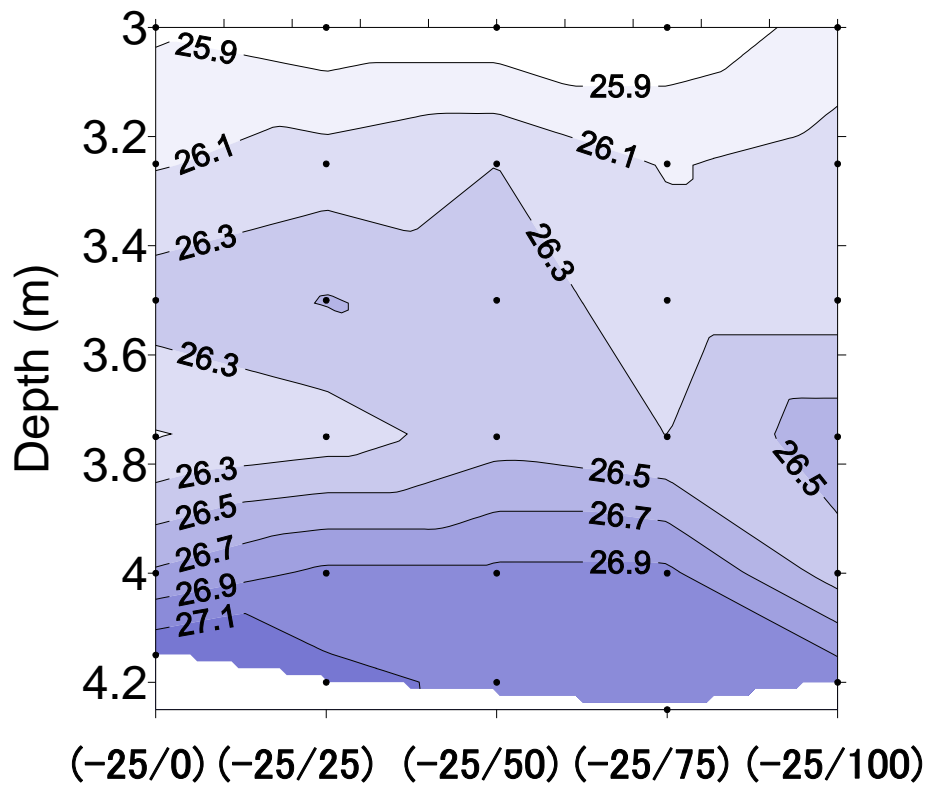
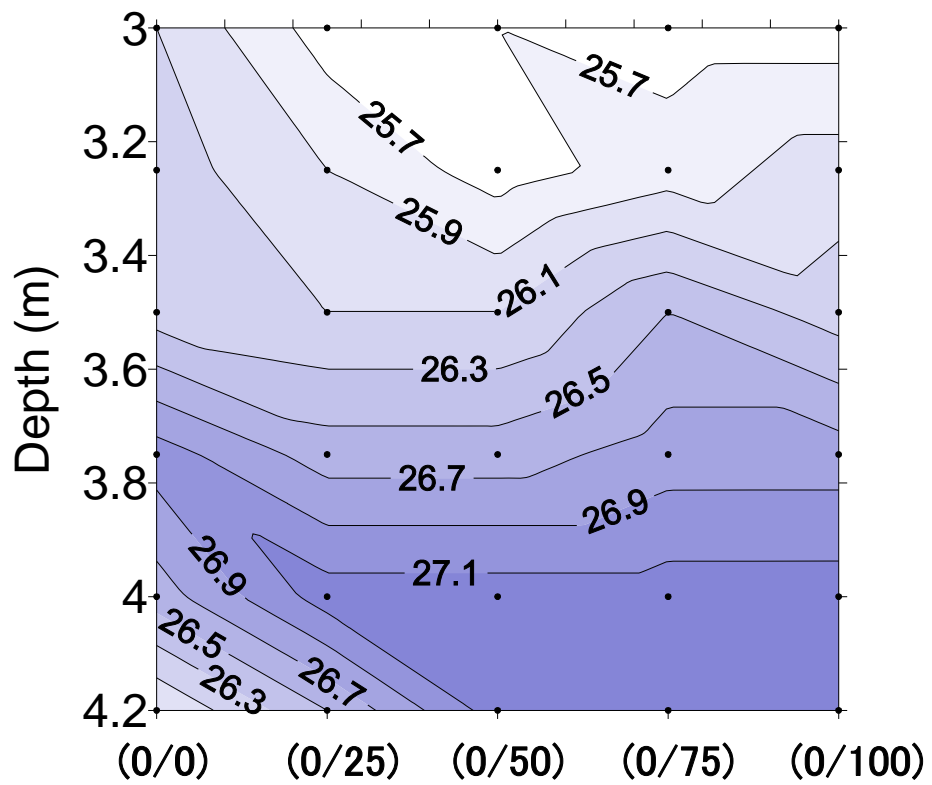


Fig. 3-8 実験 3 回目における塩分の鉛直断面図
(上 : (0/Y), 下 : (-25/Y))

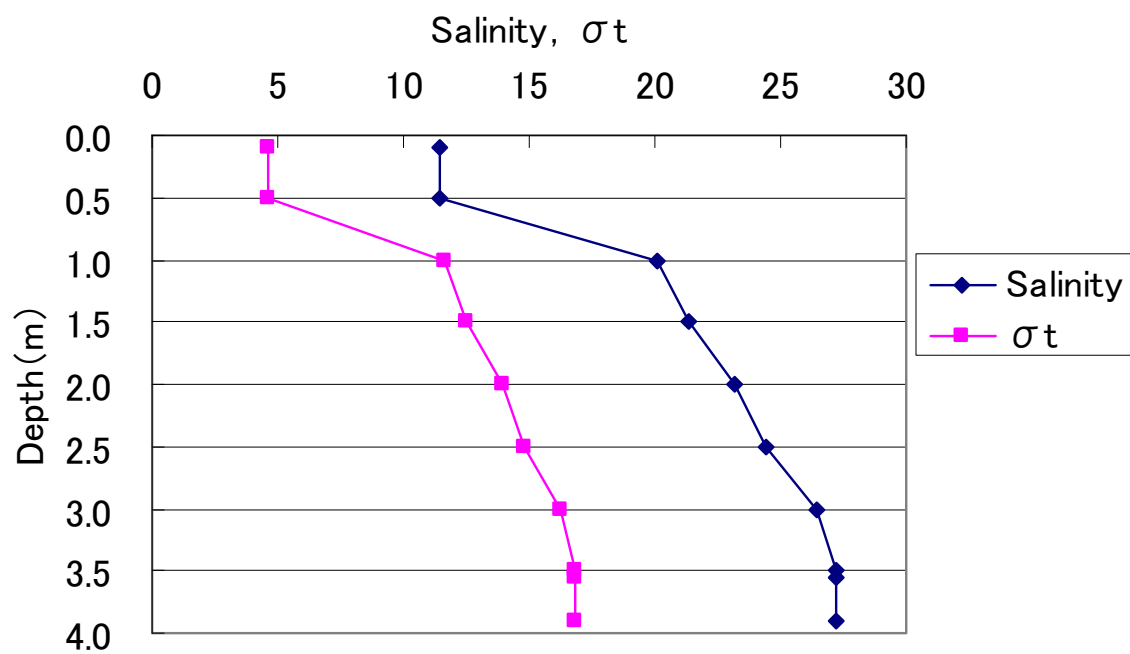


Fig. 3-9 実験 3 回目における定時観測時の塩分と σ_t の鉛直分布

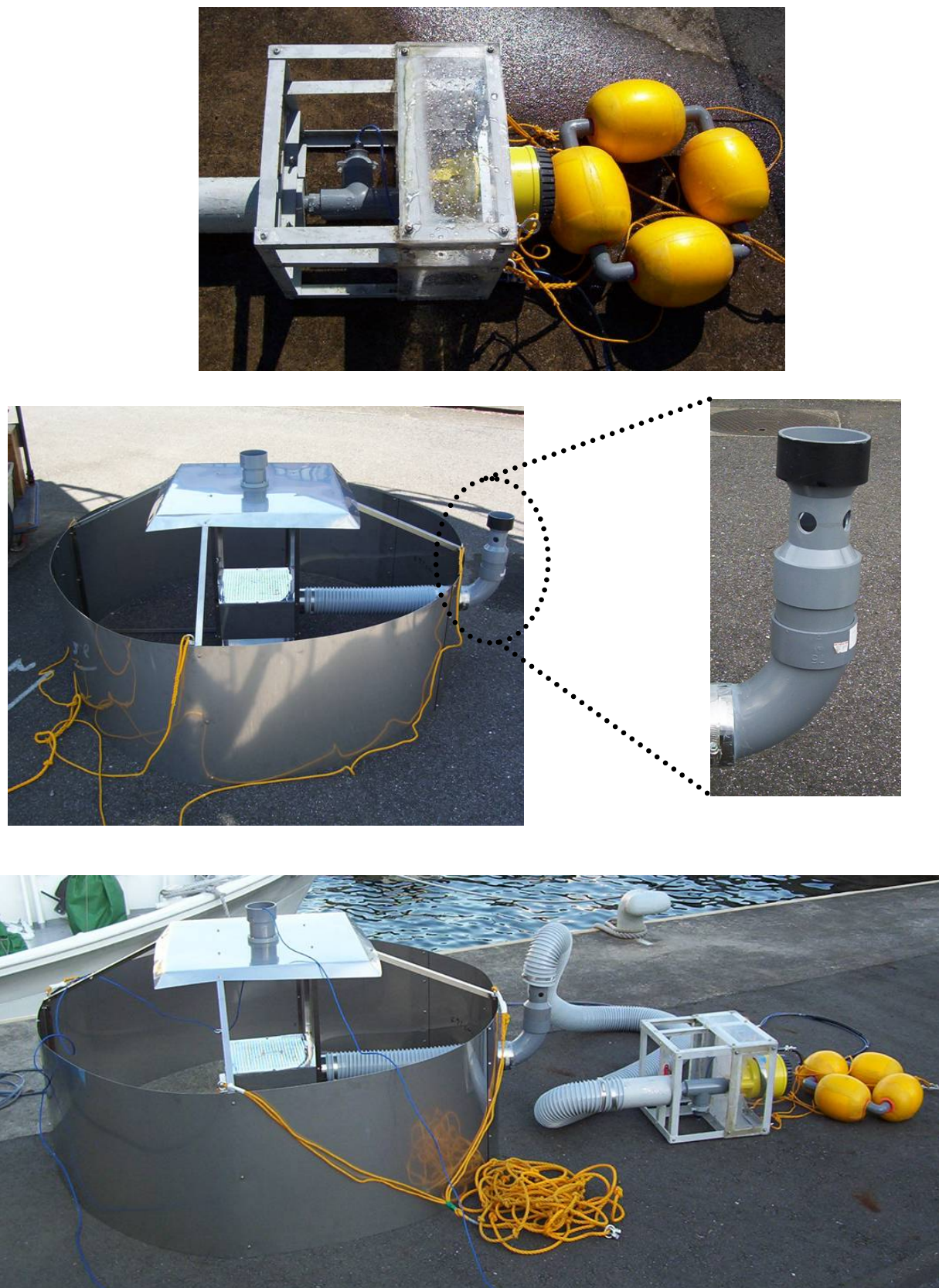


Fig. 3-10 ソーラーシーオアシス 1
 (上：装置上部, 中：装置下部 (拡大されている部分が混合ノズル),
 下：全景)

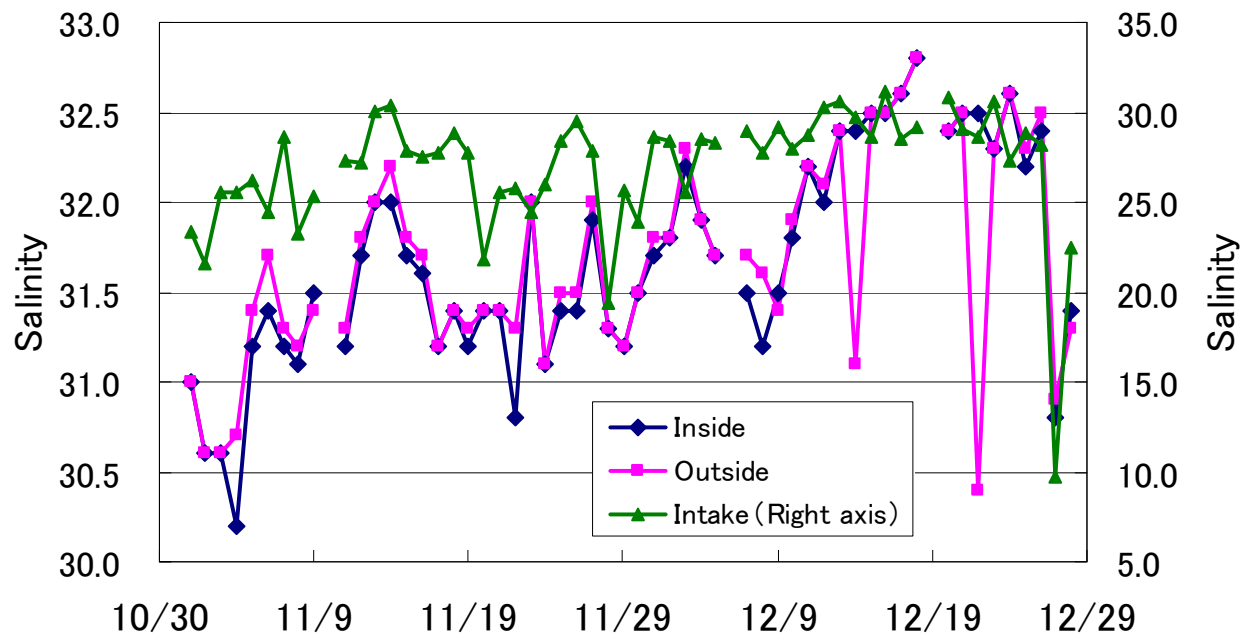


Fig. 3-11 装置内・外と取水口直近の塩分の経時変化

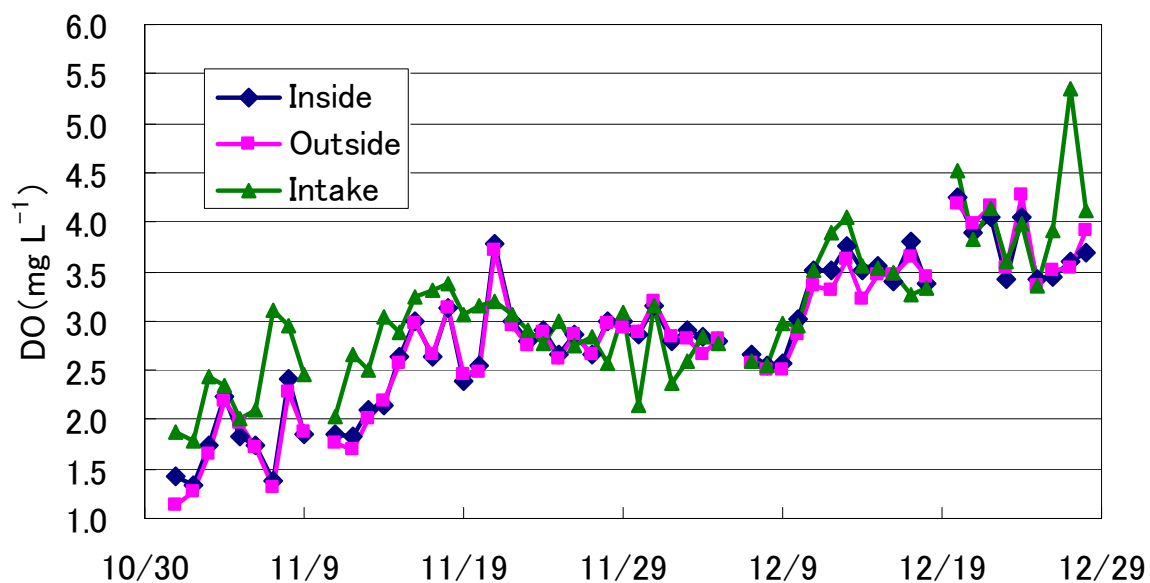


Fig. 3-12 装置内・外と取水口直近の DO の経時変化

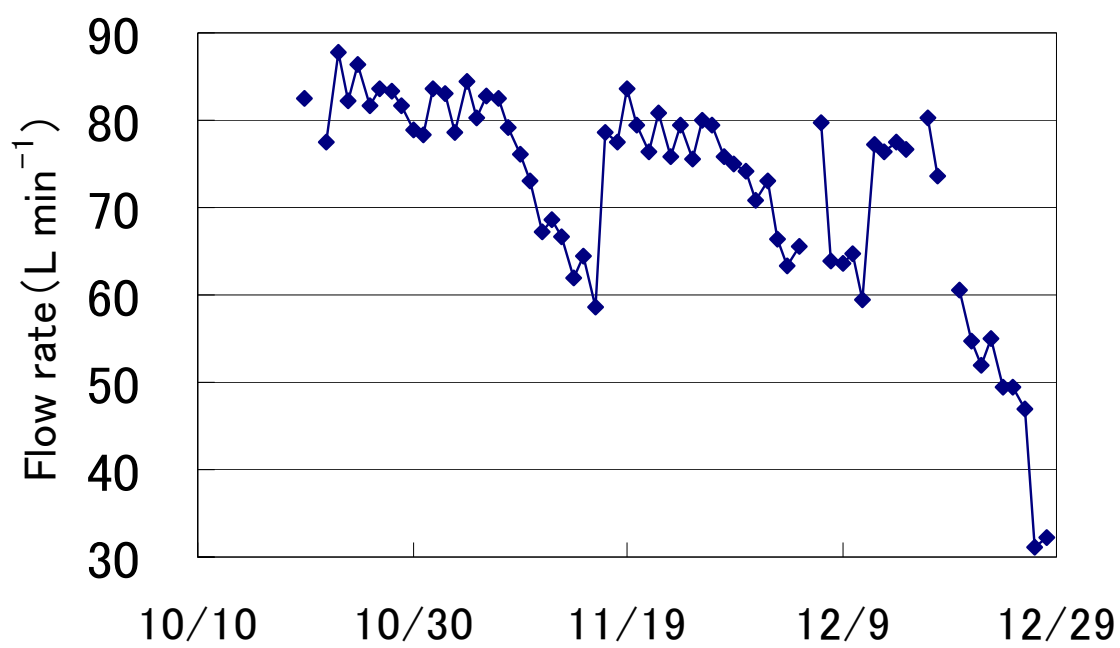


Fig. 3-13 装置稼働中におけるポンプ流量の経時変化



Fig. 3-14 腐食した囲い

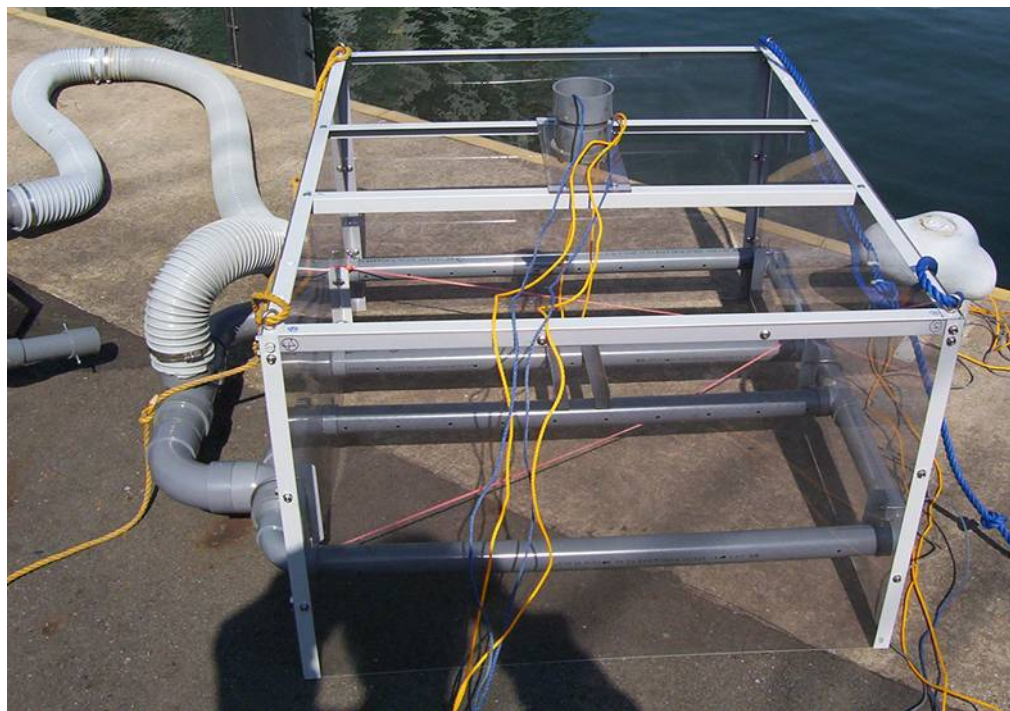


Fig. 3-15 ソーラーシーオアシス 2
(上：装置下部，下：全景)



Fig. 3-16 ソーラーシーオアシス 2 陸上試験時の水放出状況



Fig. 3-17 ザル交換後のソーラーシーオアシス 2 設置状況

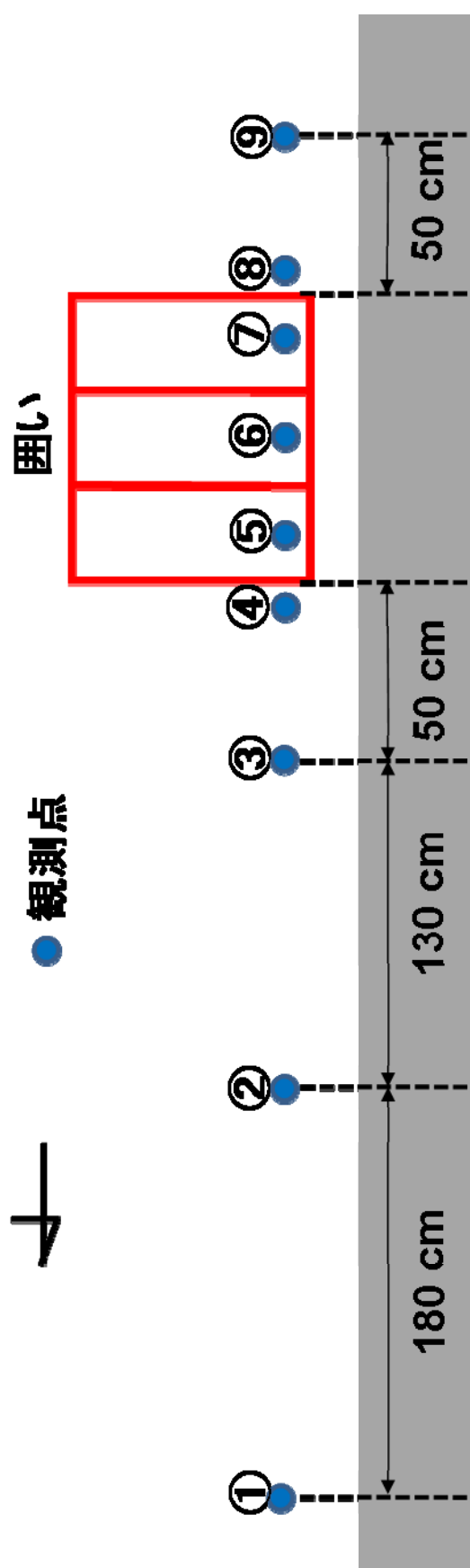


Fig. 3-18 放水の動態観測における観測点

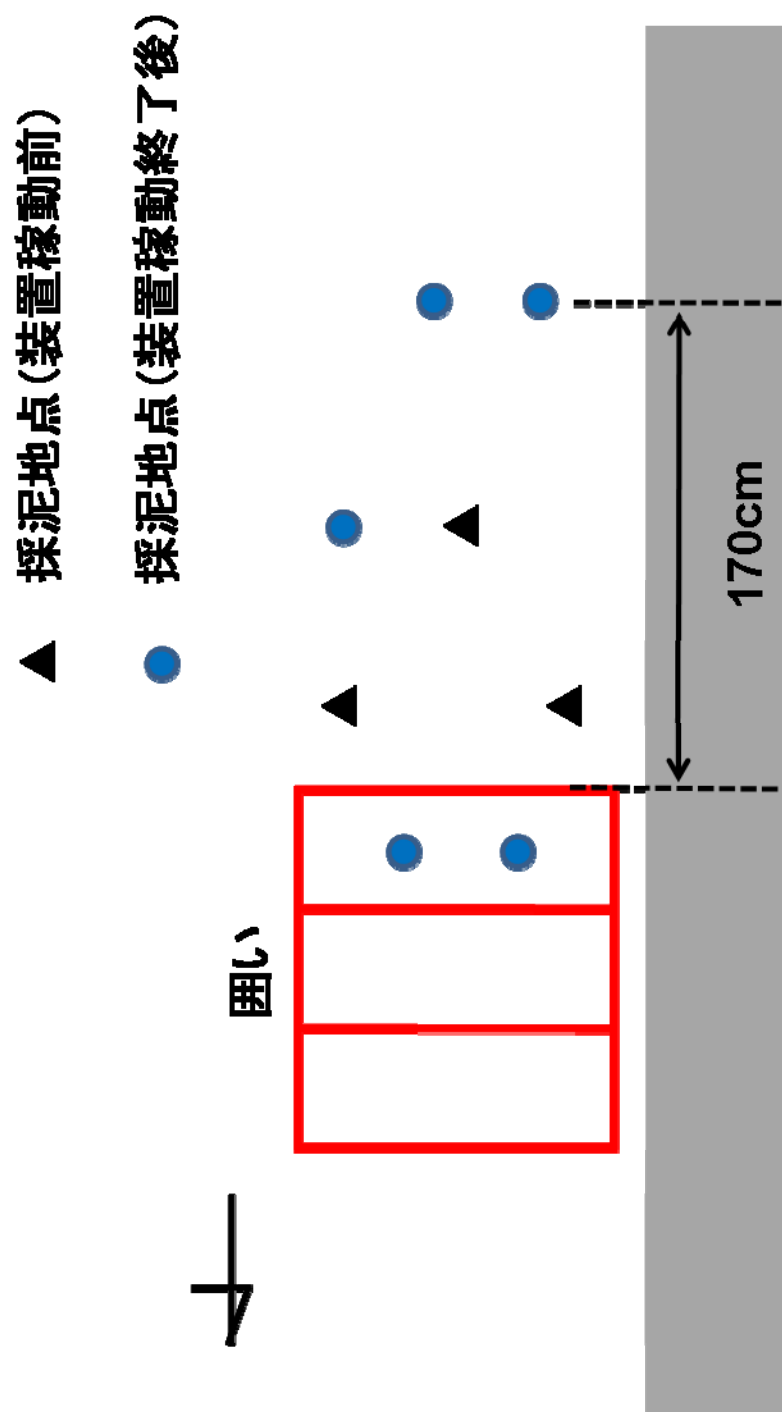


Fig. 3-19 装置稼働前及び稼働終了後における採泥地点

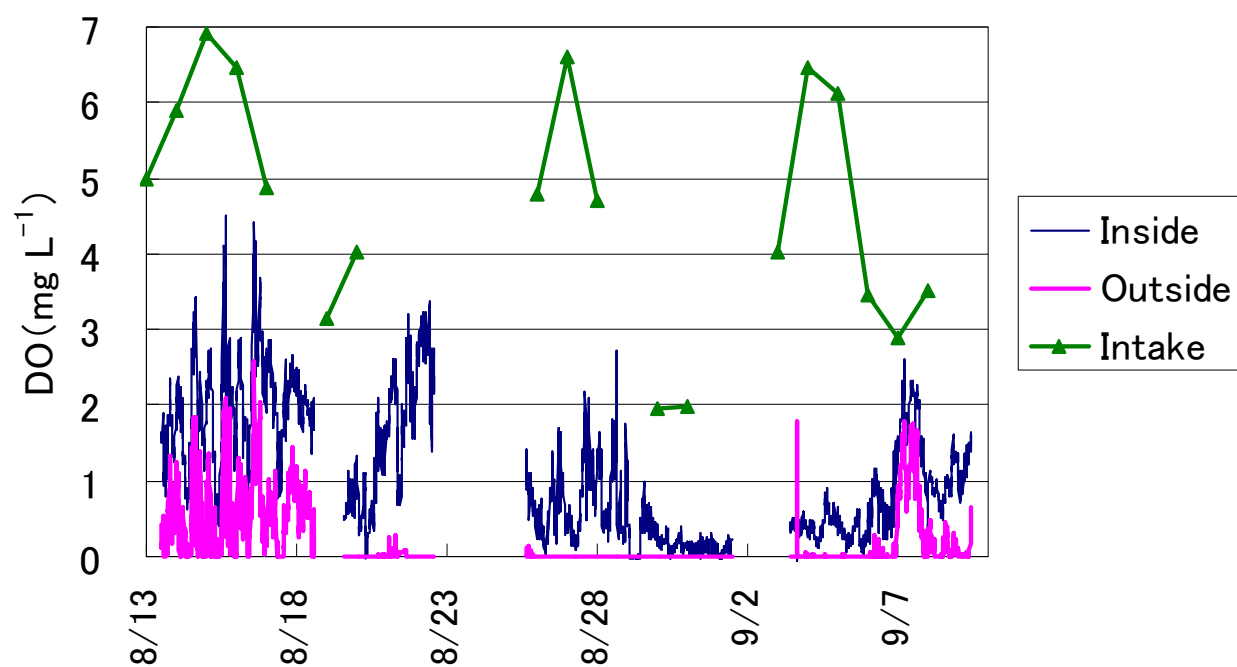


Fig. 3-20 装置稼働中における DO の経時変化

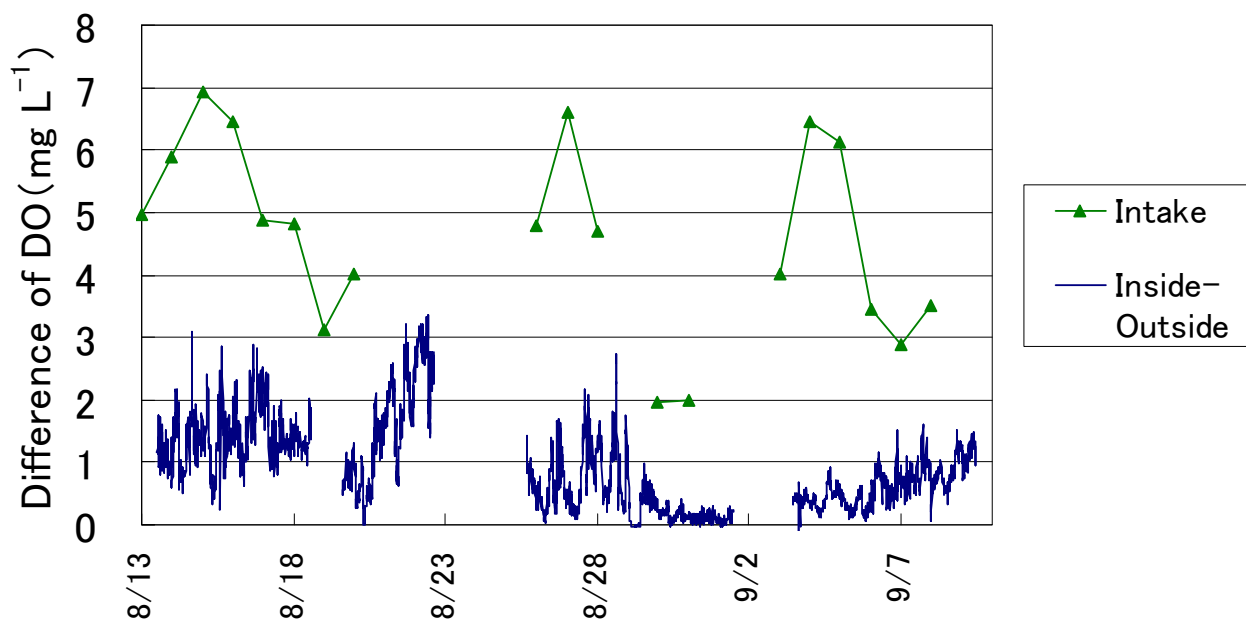


Fig. 3-21 装置稼働中における装置内外の DO 差の経時変化

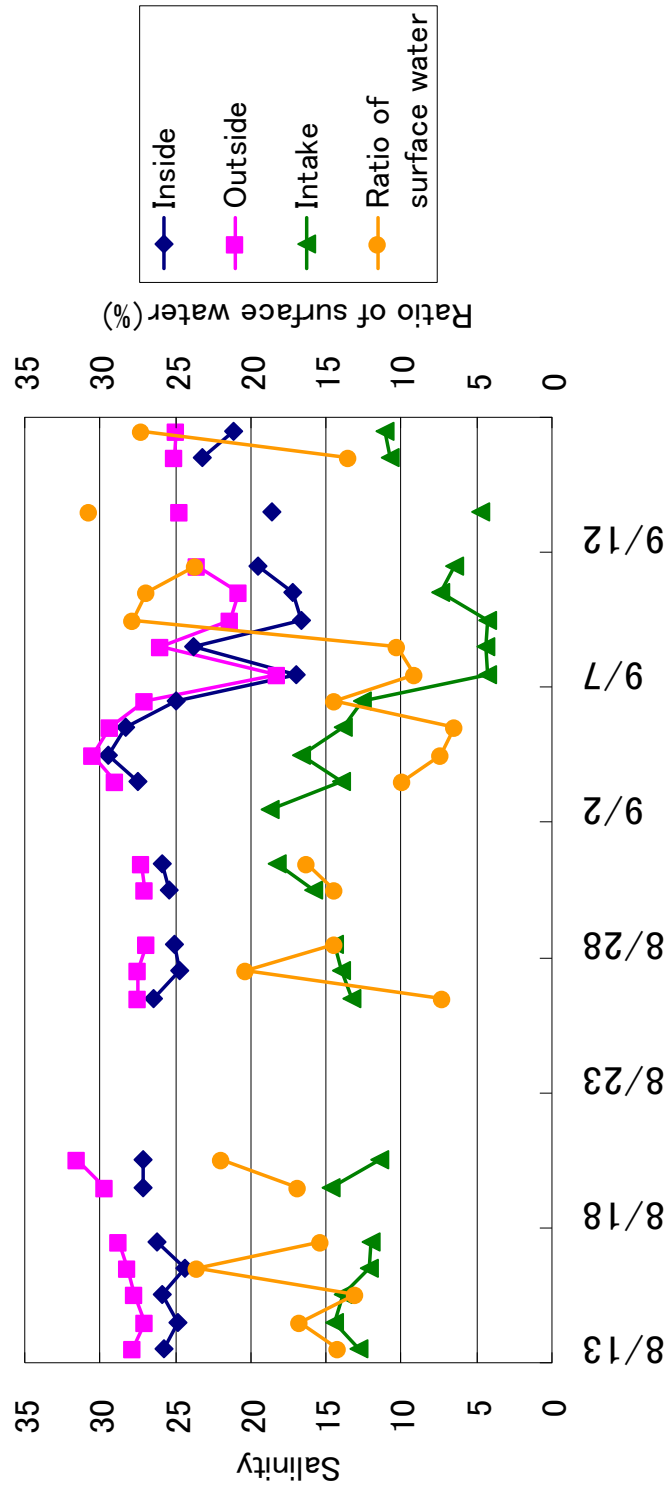


Fig. 3-22 装置稼働中における各点の塩分と
混合比の経時変化

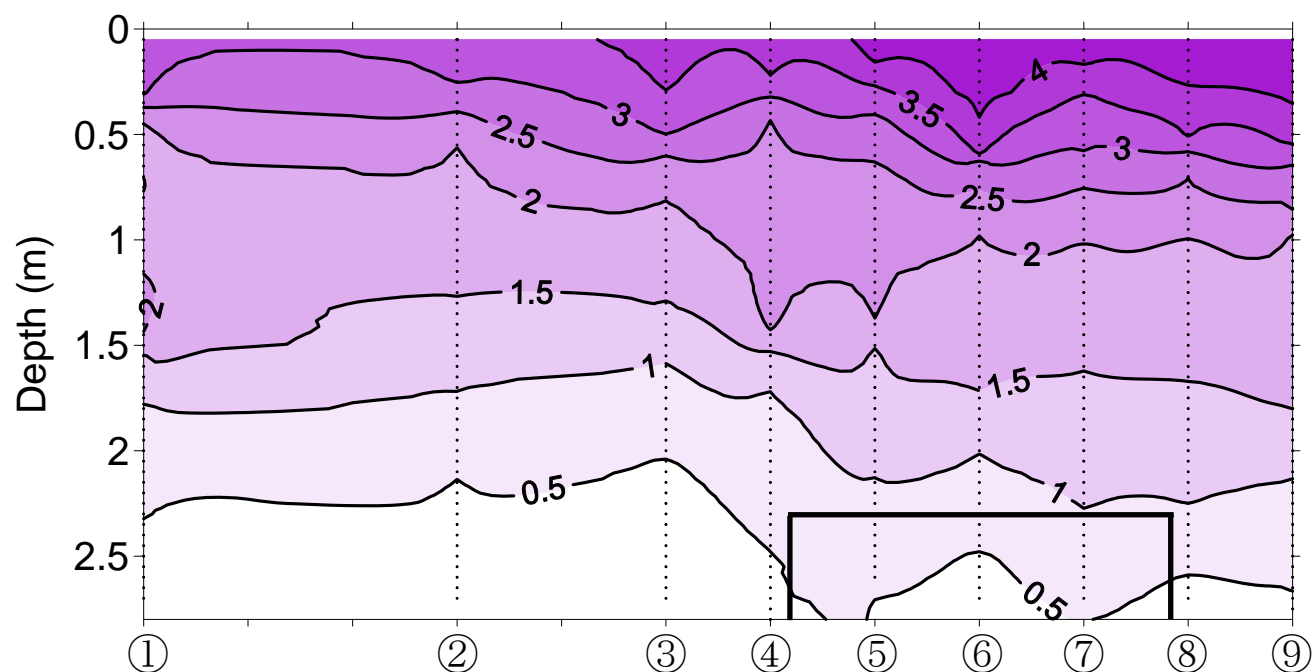


Fig. 3-23 8月13日（装置稼動前）におけるDO（ mg L^{-1} ）の空間分布

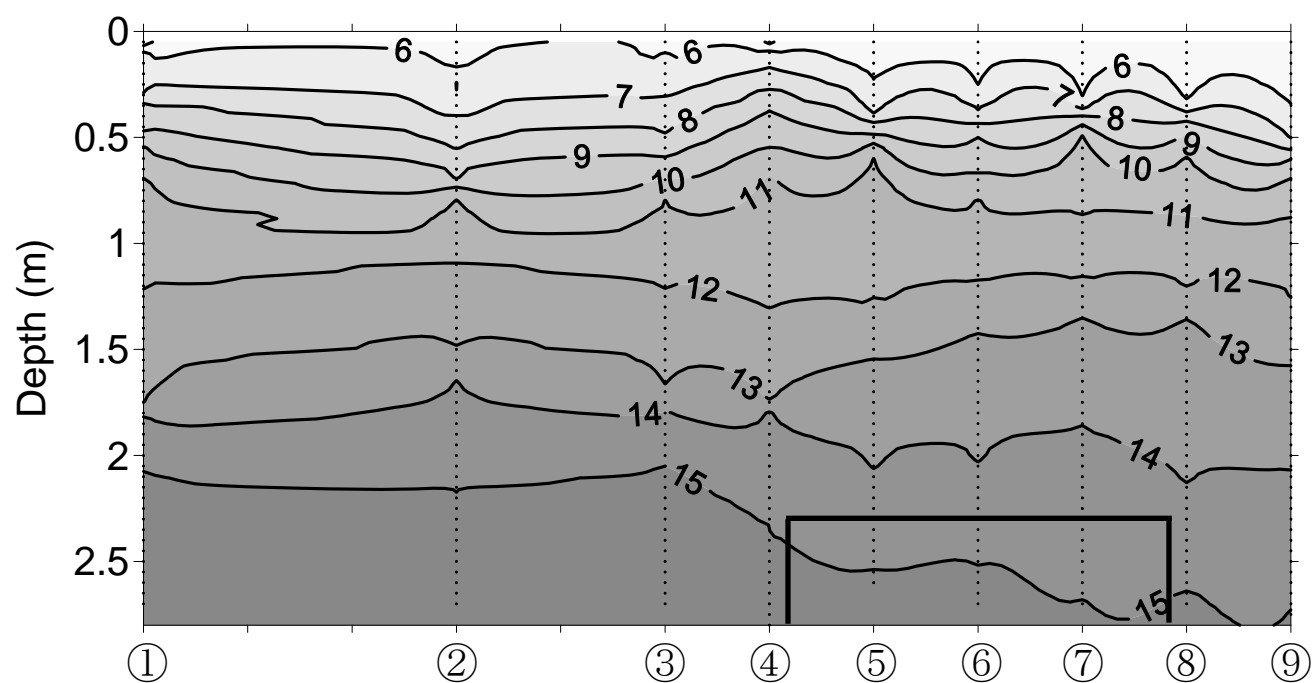


Fig. 3-24 8月13日（装置稼動前）における σ_t の空間分布

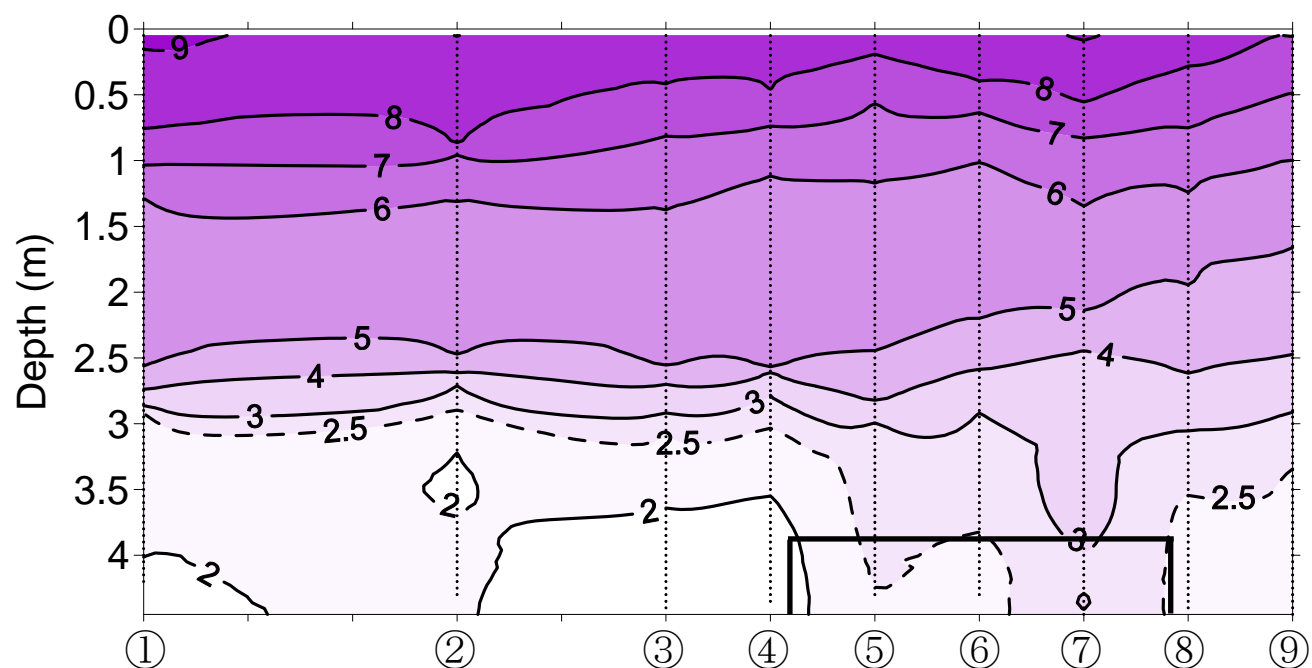


Fig. 3-25 8月16日（装置稼動中）におけるDO（ mg L^{-1} ）の空間分布

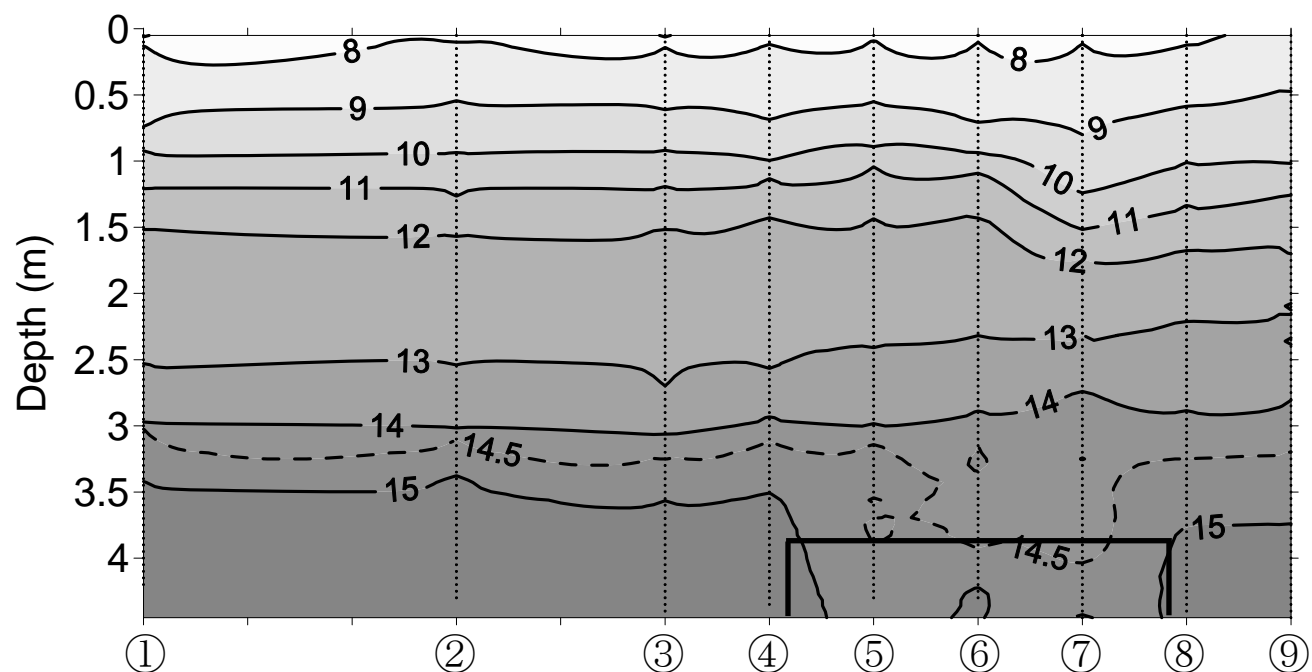


Fig. 3-26 8月16日（装置稼動中）における σ_t の空間分布

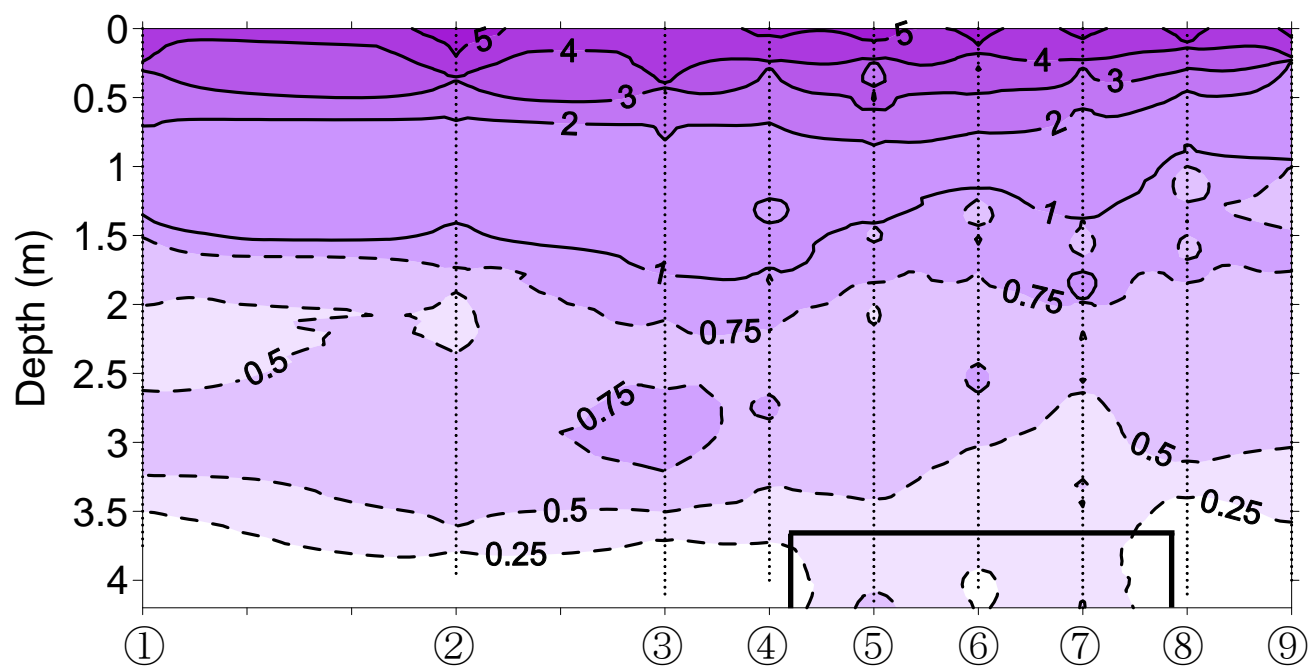


Fig. 3-27 9月3日（装置稼動中）における DO (mg L^{-1}) の空間分布

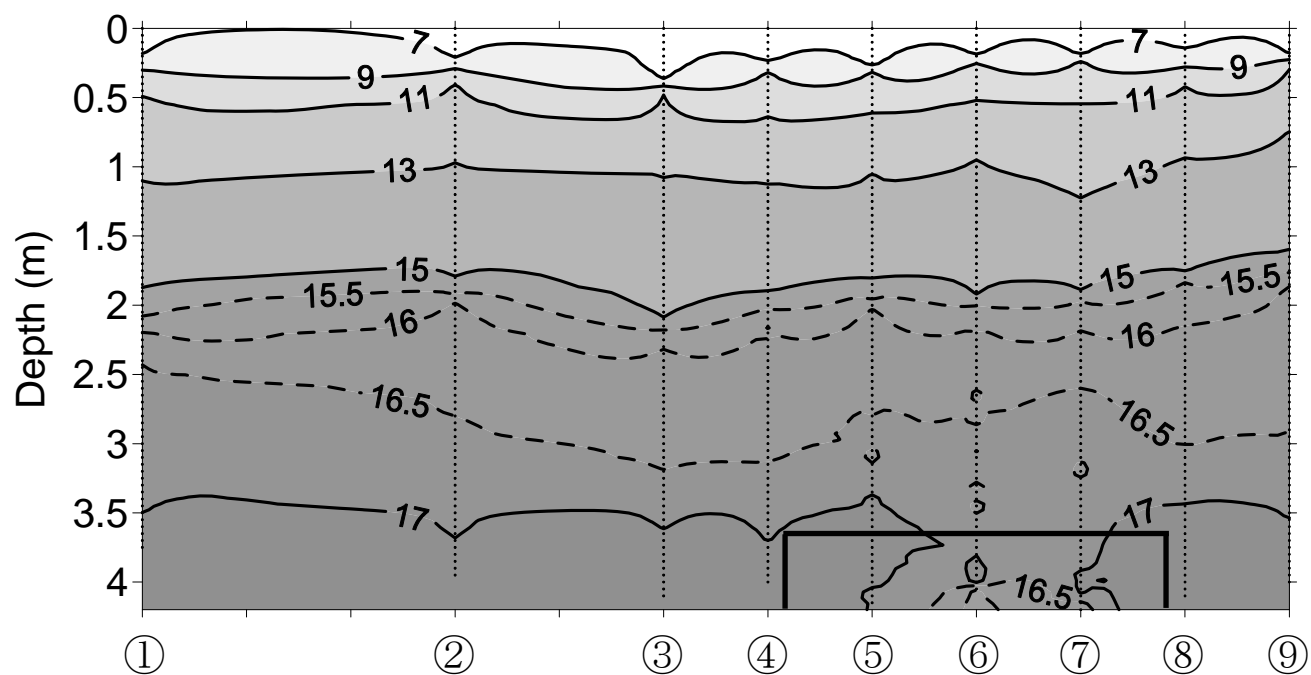


Fig. 3-28 9月3日（装置稼動中）における σ_t の空間分布

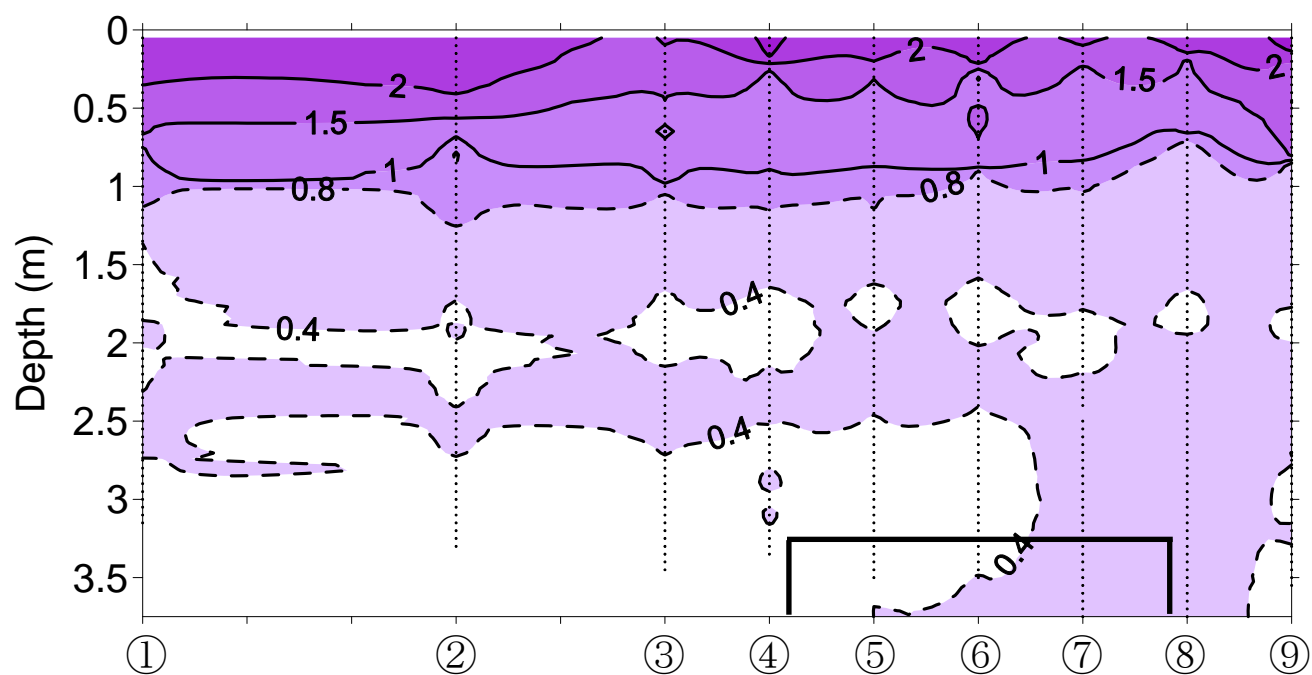


Fig. 3-29 9月14日（装置稼動中）におけるDO（ mg L^{-1} ）の空間分布

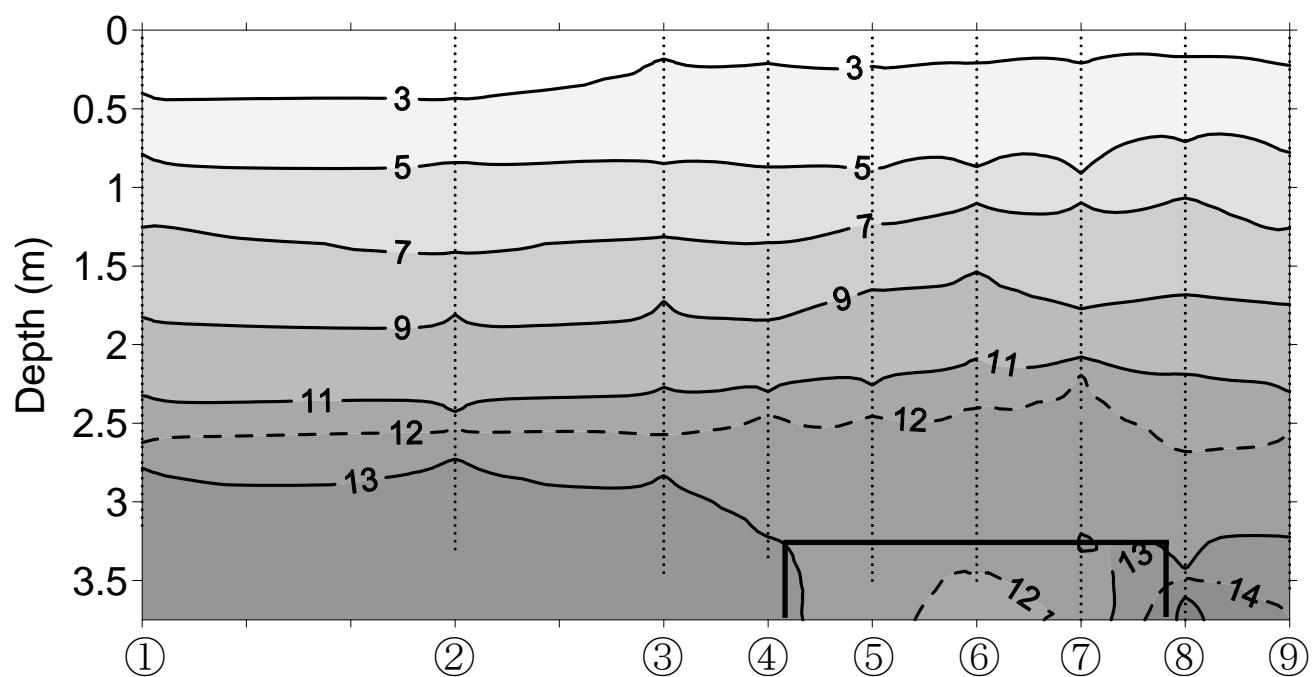


Fig. 3-30 9月14日（装置稼動中）における σ_t の空間分布

Table 3-1 放出水の動態観測時における
取水口直近の水温，塩分，DO， σ_t

Date	Temperature (°C)	Salinity	DO (mg L ⁻¹)	σ_t
2007/8/16	30.8	17.4	10.25	8.3
2007/9/3	27.9	13.0	4.63	6.0
2007/9/14	27.6	8.0	2.35	2.3

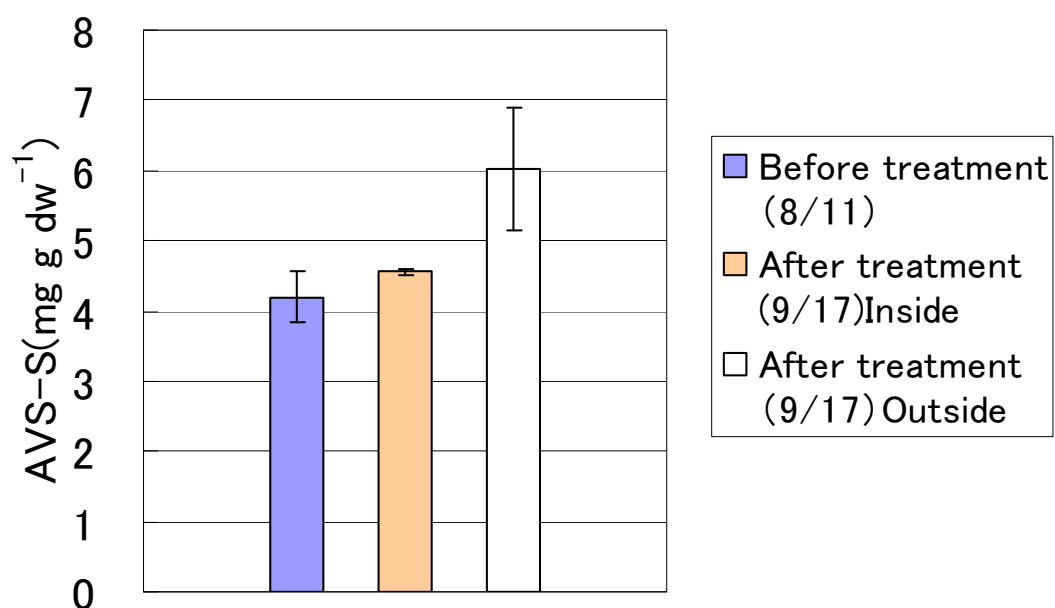


Fig. 3-31 装置稼動前と稼動終了後の AVS-S

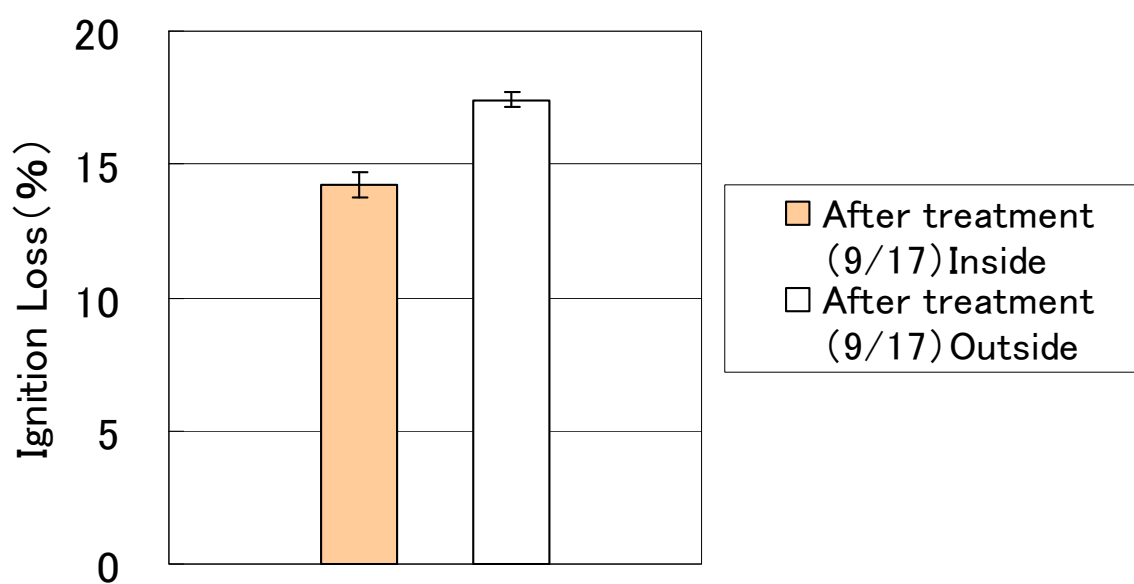


Fig. 3-32 稼動終了後の囲い内・外における強熱減量



Fig. 3-33 マイクロバブル発生装置
(上：ノズル，左下：本体，右下：全景)

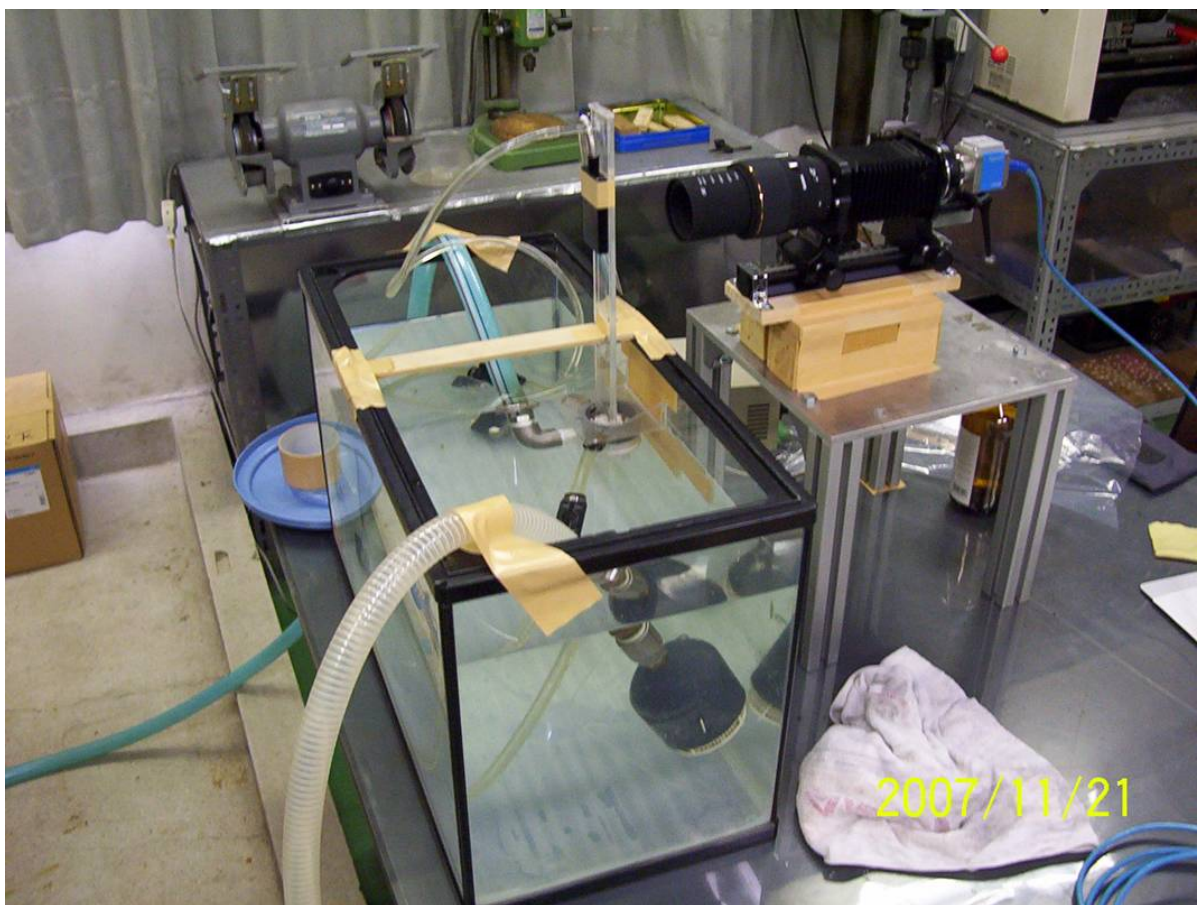


Fig. 3-34 気泡撮影時の体系

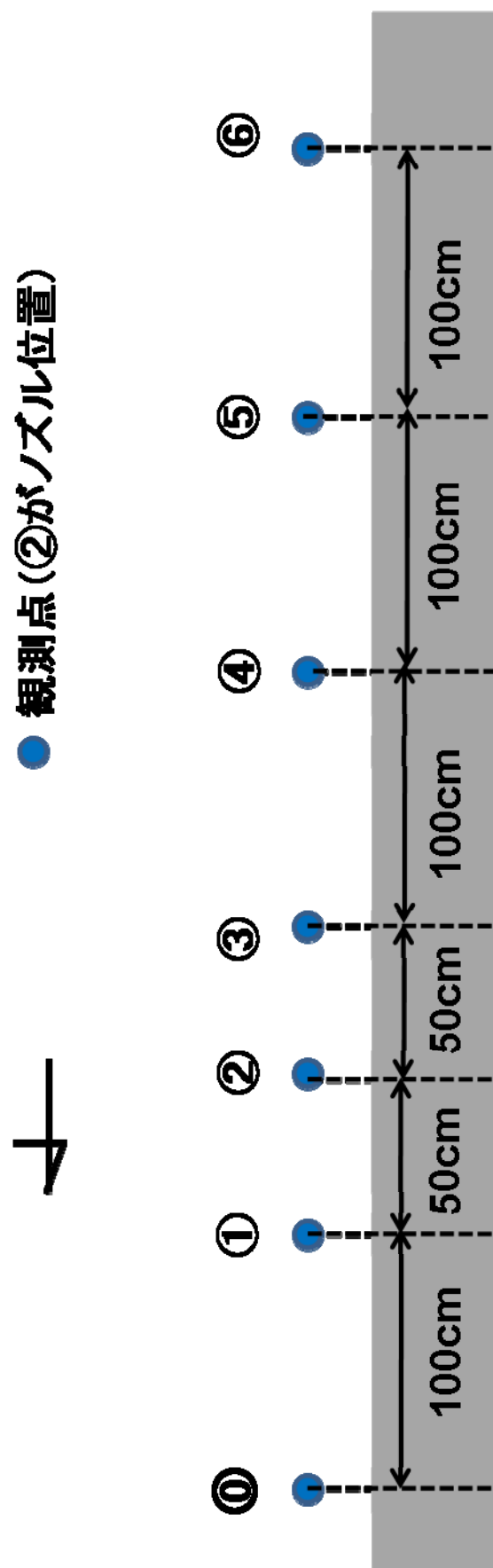


Fig. 3-35 マイクロバブル現場実験時の観測点

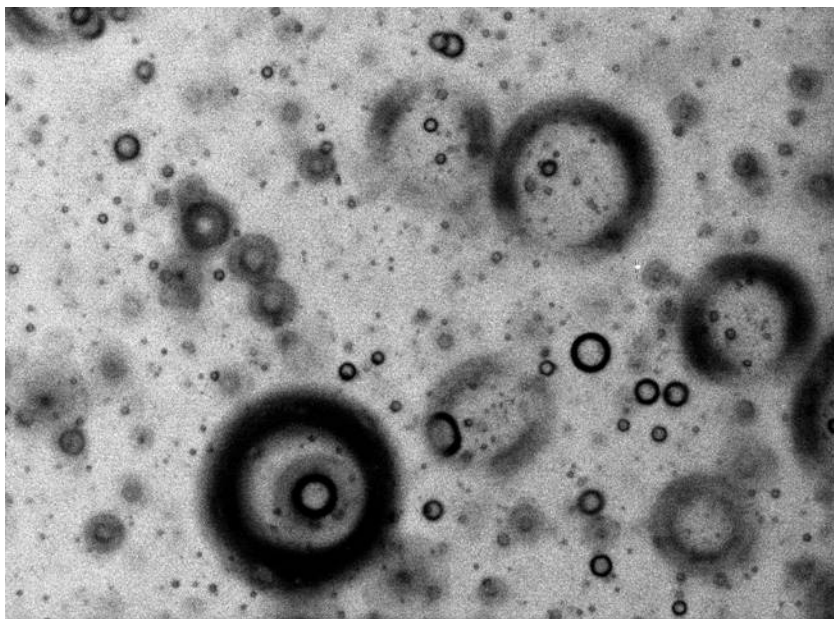


Fig. 3-36 気泡画像（空気流量 0.1 L min^{-1} ）

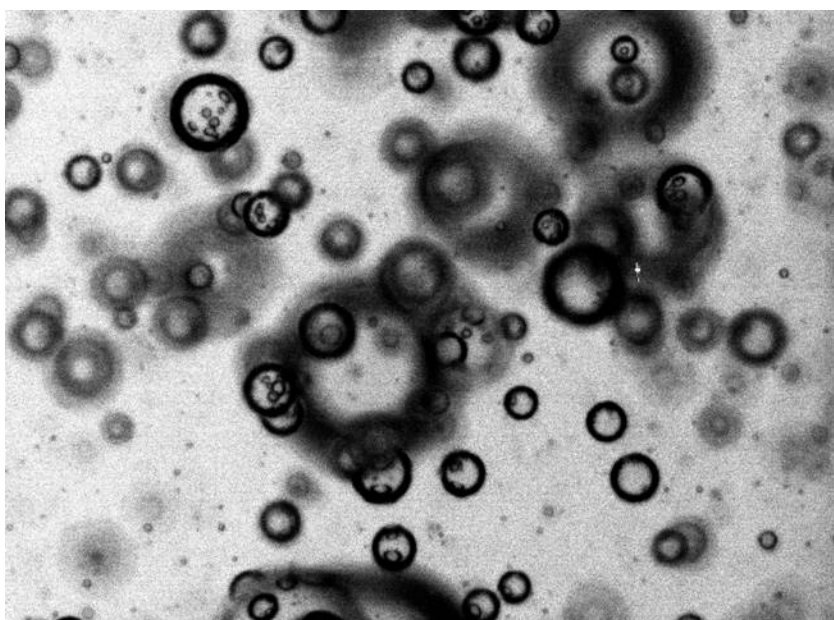


Fig. 3-37 気泡画像（空気流量 1.0 L min^{-1} ）

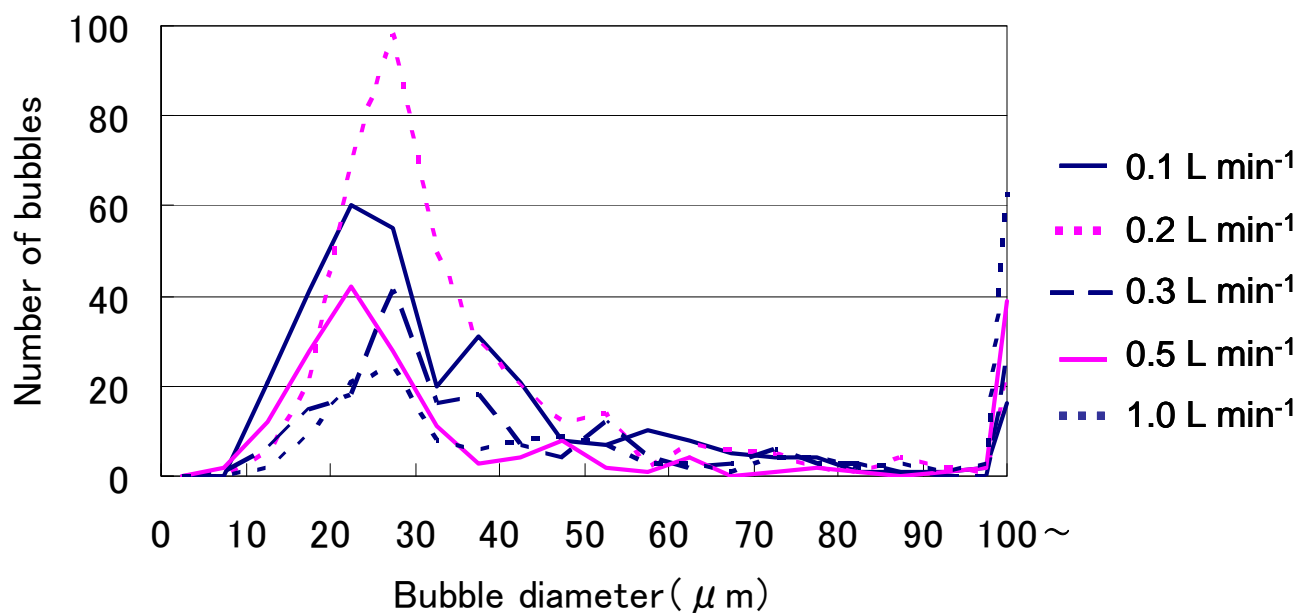


Fig. 3-38 各空気流量における気泡径分布

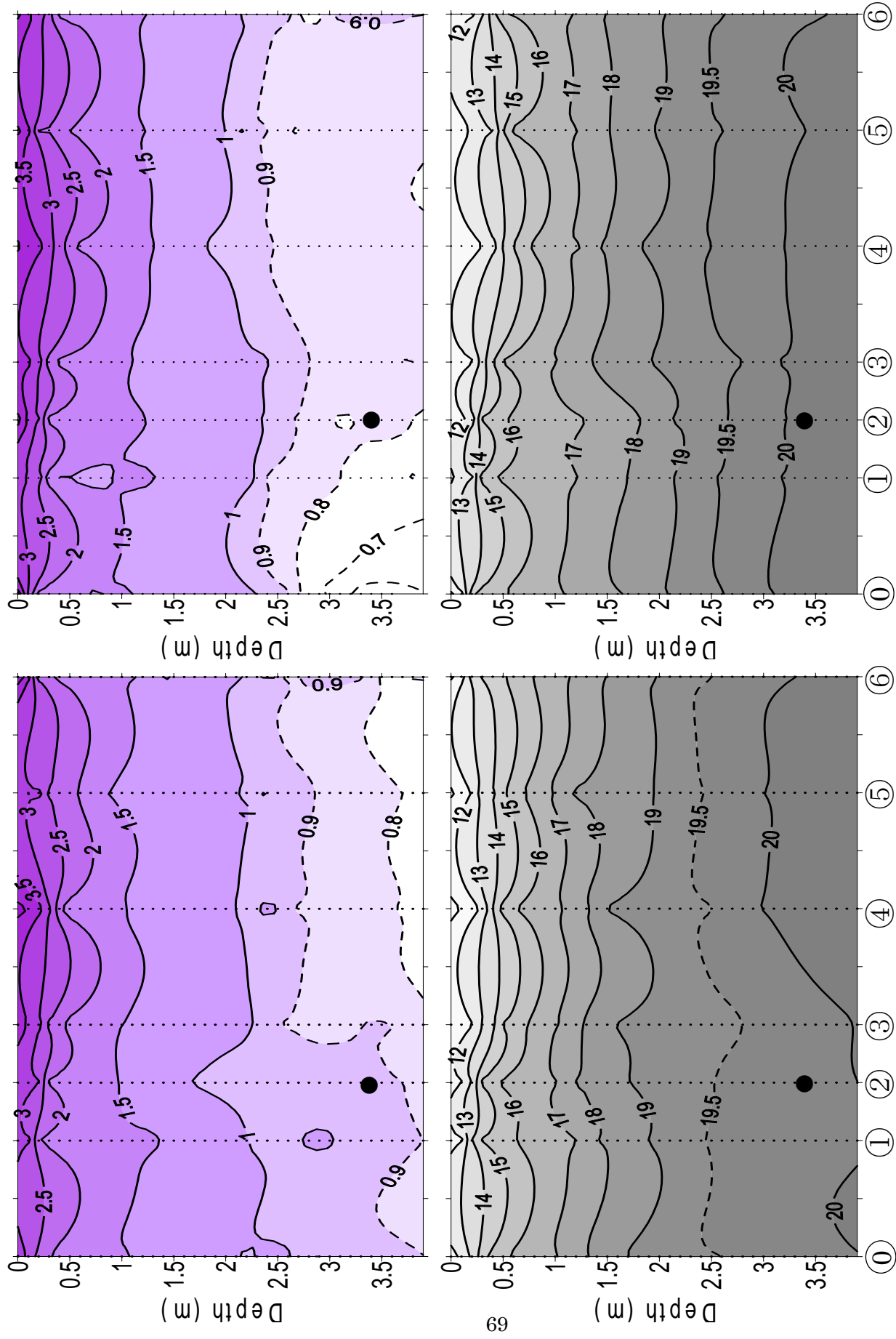


Fig. 3-39 10月17日の装置稼働前(左), 稼働1時間後(右)における

DO (mg L^{-1} , 上), σ_t (下) の空間分布

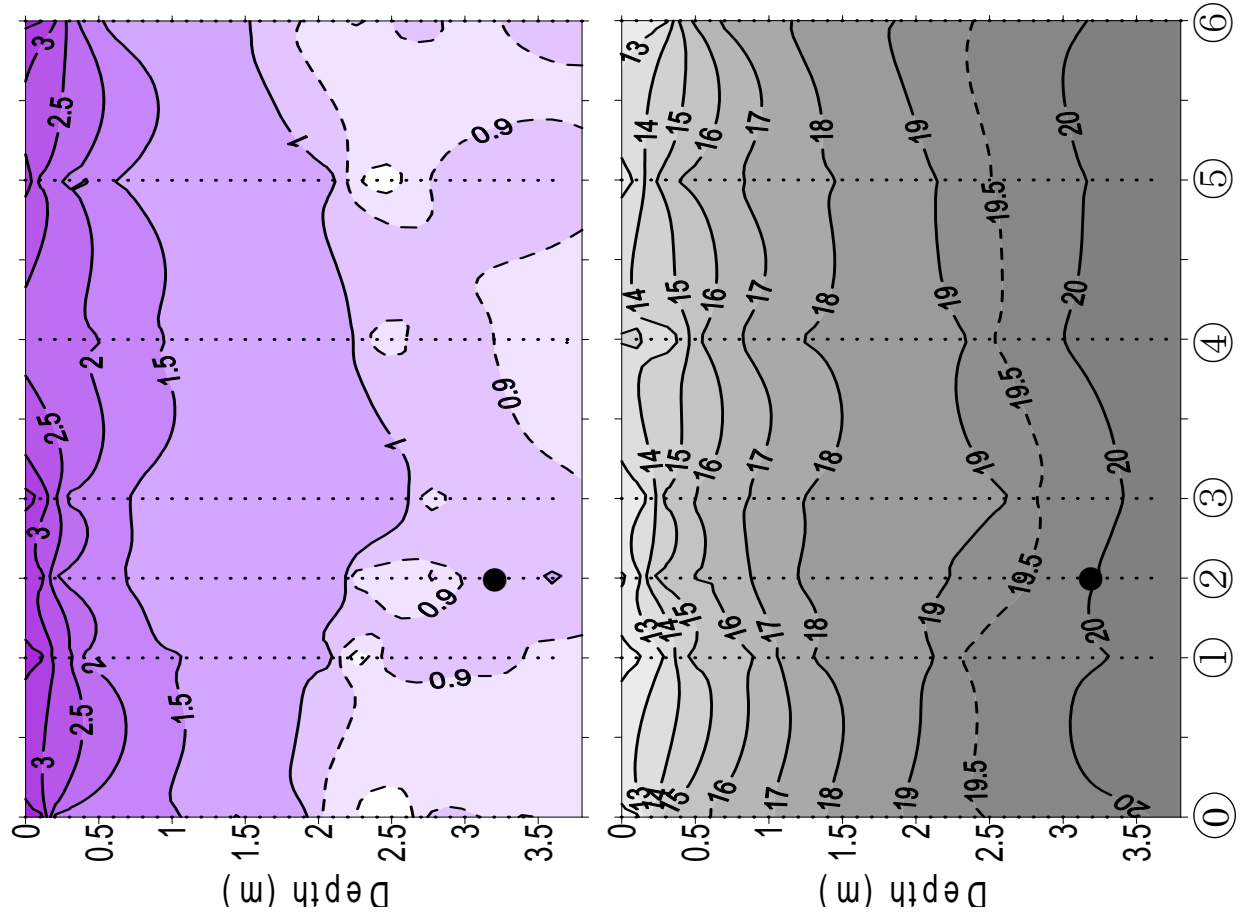


Fig. 3-40 10月17日の稼動3時間後における
DO (mg L^{-1} , 上), σ_t (下) の空間分布

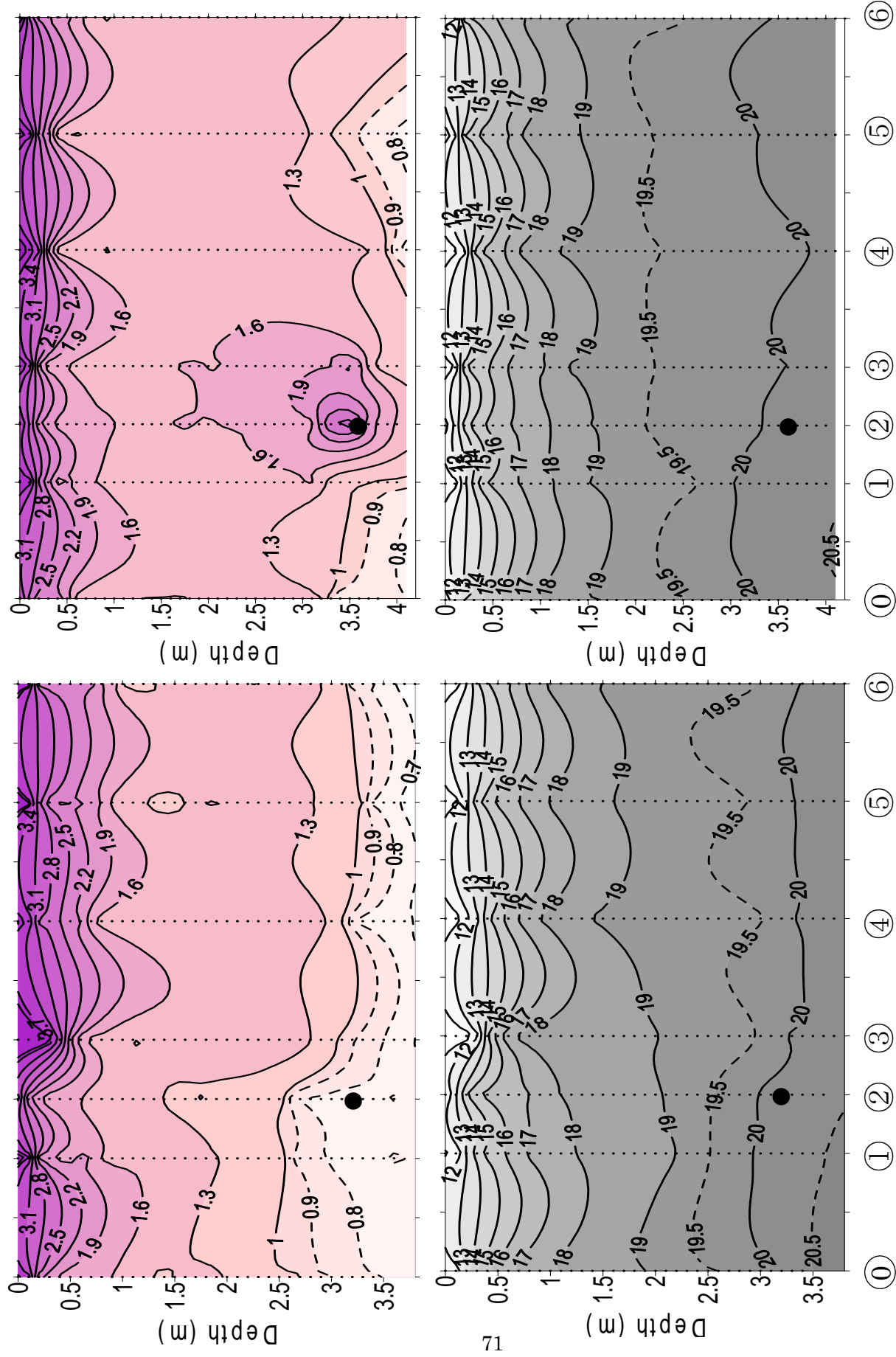


Fig. 3-41 10月22日の装置稼働前(左), 稼働30分後(右)における

DO (mg L⁻¹, 上), σ_t (下) の空間分布

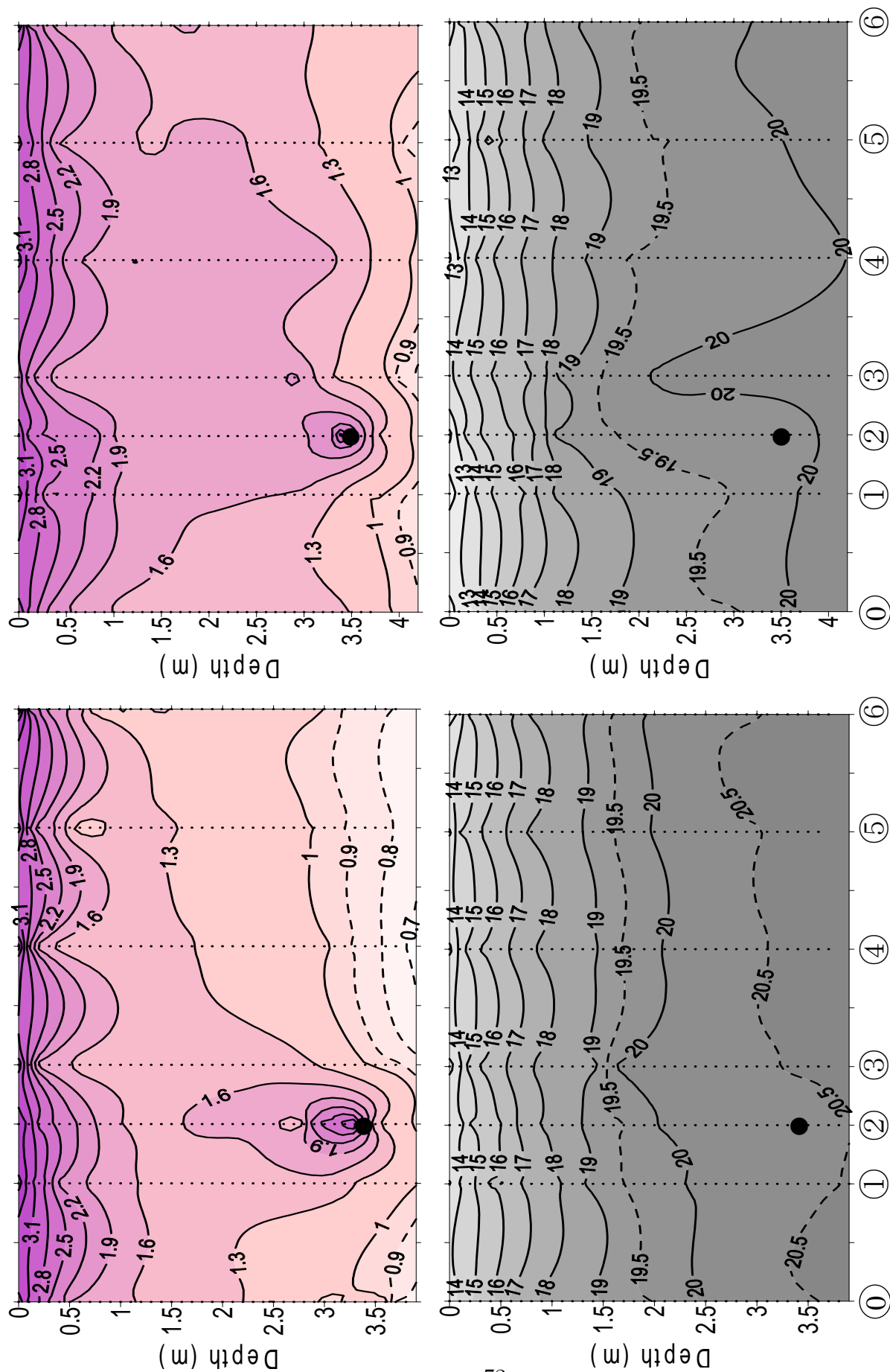


Fig. 3-42 10月22, 23日の稼動4時間後(左), 稼動1日後(右)における

DO (mg L^{-1} , 上), σ_t (下) の空間分布

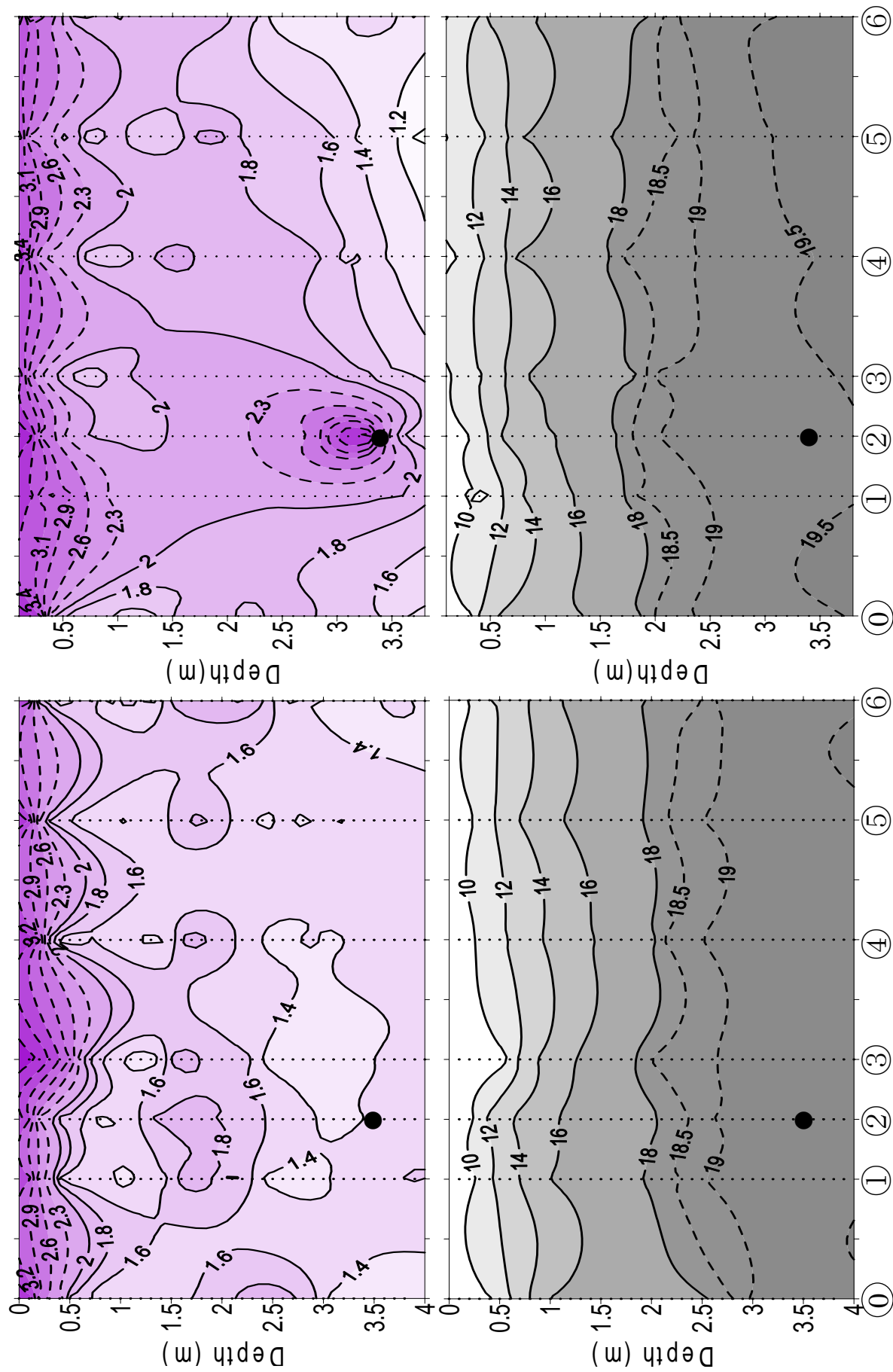


Fig. 3-43 11月2日の装置稼働前(左), 稼働1時間後(右)における

DO (mg L^{-1} , 上), σ_t (下) の空間分布

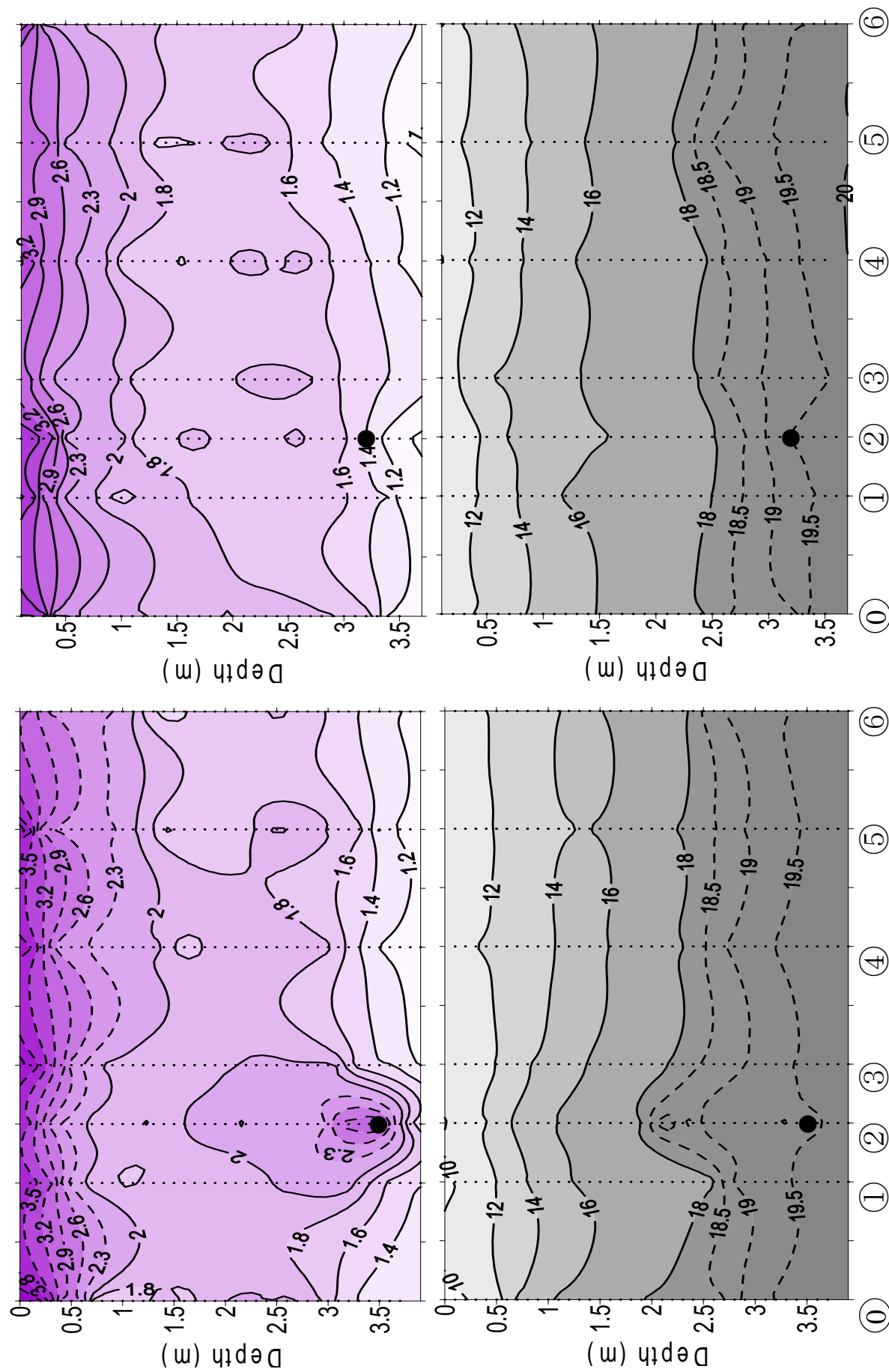


Fig. 3-44 11月2日の稼動3時間後 (左), 装置停止後 (右) における

DO (mg L⁻¹, 上), σ_t (下) の空間分布

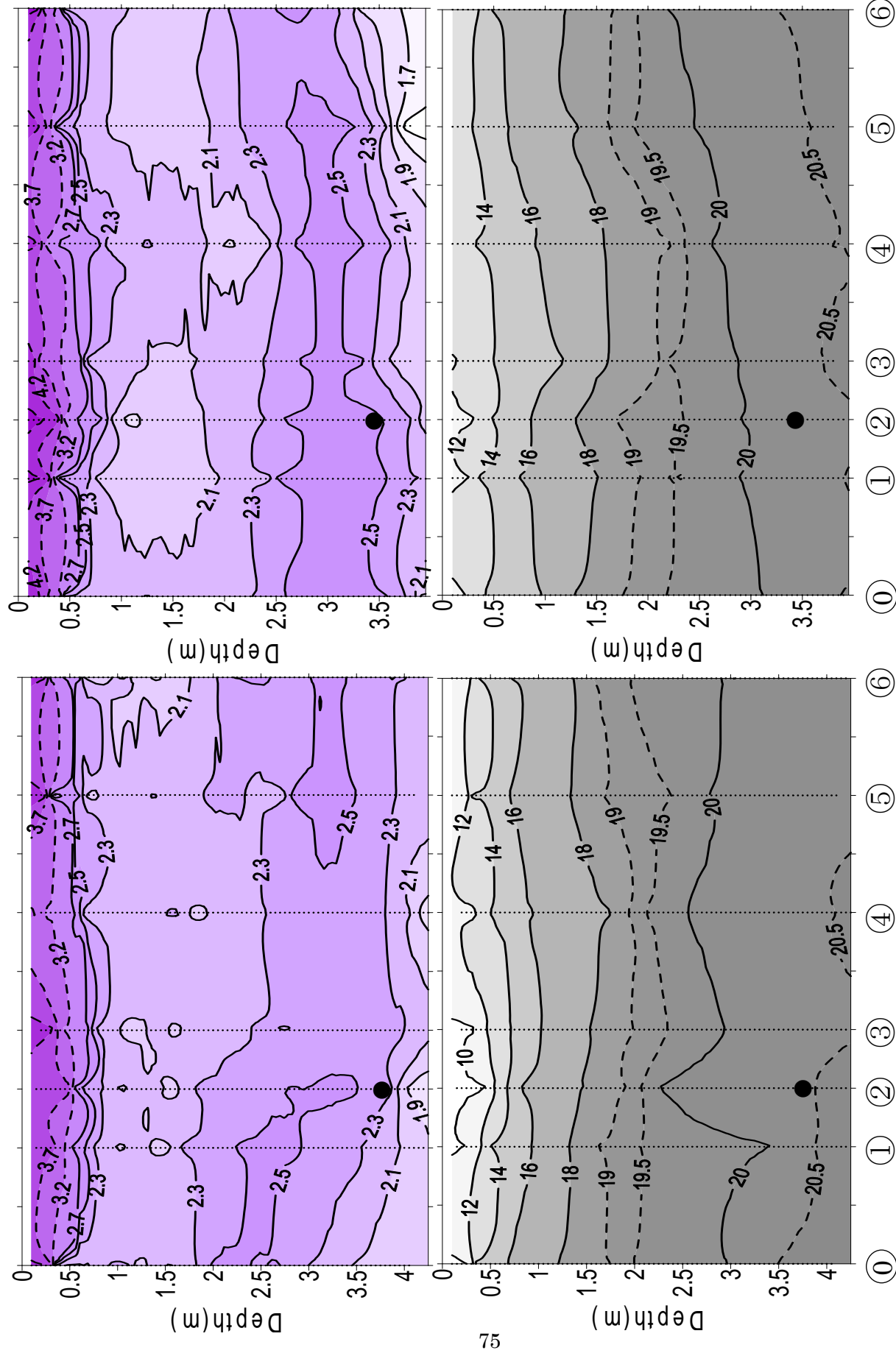


Fig. 3-45 11月16日の装置稼動前 (左), 稼動1時間後 (右) における
DO (mg L^{-1} , 上), σ_t (下) の空間分布

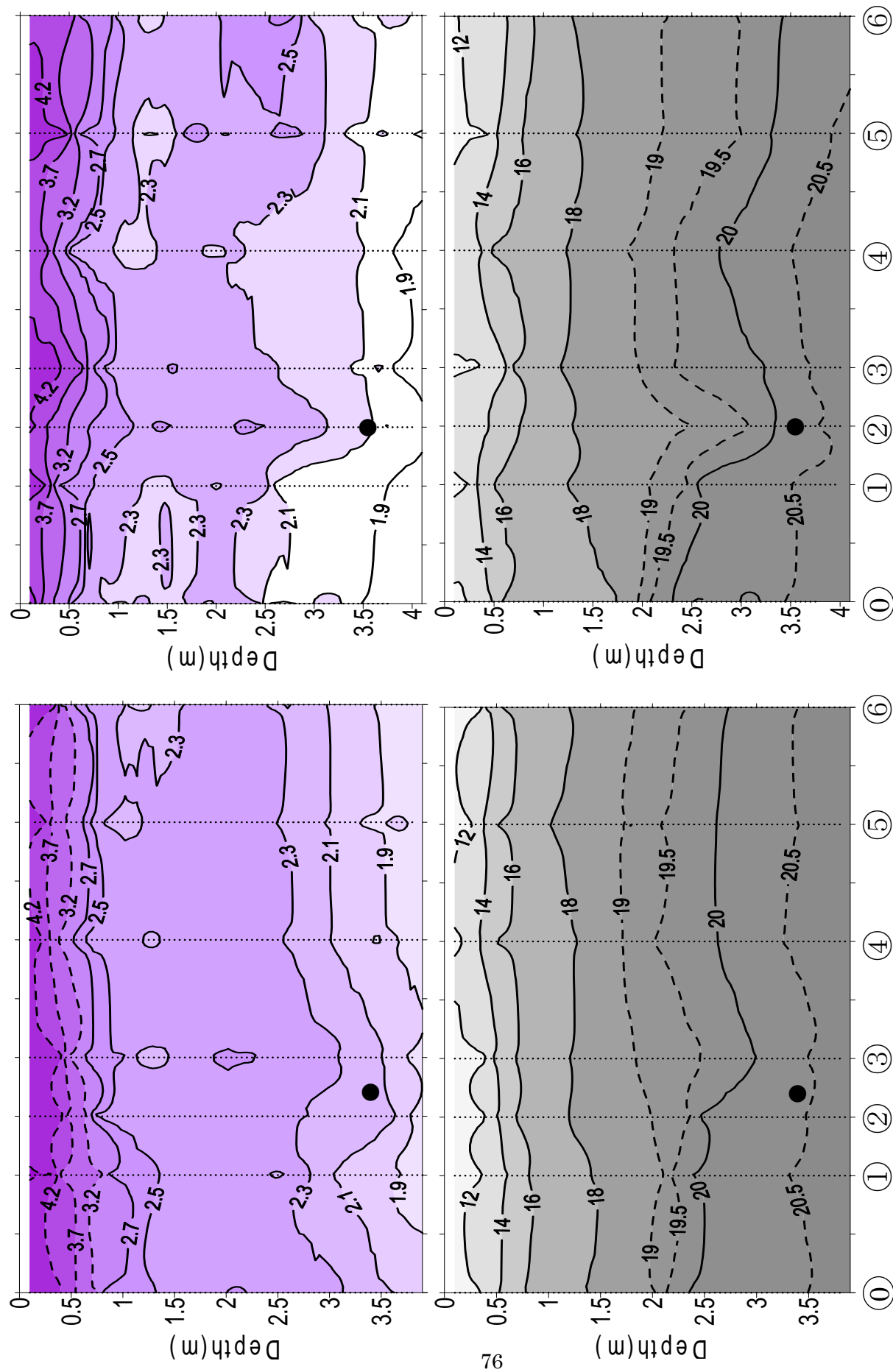


Fig. 3-46 11月16日の稼動3時間後 (左), 装置停止後 (右) における

DO (mg L^{-1} , 上), σ_t (下) の空間分布

4 章 結論

4-1 係船場の環境特性

本研究により，係船場の環境特性を明らかにした．係船場は東京湾羽田沖の F3 よりも水温が高く，その差は表層で最大 6.1 °C であった．これは近隣の品川，大井火力発電所からの温排水によるものであると考えられる．係船場表層の塩分は非常に低く，F3 との差は最大 18.8 であった．そのため，係船場では，上下の塩分差が通年あり，平均値は 13.1 であった．表層の低塩分の原因は，芝浦水再生センターからの放流水だと考えられる． σ_t は水温と塩分により決定される．係船場では塩分の寄与が大きかった．そして，塩分の上下差が通年存在するので，密度の上下差も年間を通して存在した．DO は表層でも飽和することがなかった．この原因は，芝浦水再生センターからの放流水は COD が高く，係船場の水温も高いので，バクテリアによる酸素消費が多いことだと思われる．また，Chl.*a* は Stn.C よりも低かった．さらに運河や係船場は垂直護岸に囲まれており，波立つことが少ないと考えられるので，大気からの酸素の溶解込みが少ないと思われる．これらも表層の DO が低い一因であると考えられる．係船場では Chl.*a* が低いため，内部生産された有機物よりも，芝浦水再生センターからの放流水中の有機物の分解により，底層が貧酸素化していると考えられた．また，高水温により酸素消費が促進され，密度の上下差の存在のために表層からの酸素供給が抑制されるという，底層が貧酸素化しやすい環境であることが分かった．

4-2 貧酸素状態の改善

本研究では、4つの装置を用いて実験を行い、貧酸素状態の改善を試みた。ソーラーライザーを用いた実験では、表層水もしくは深度 1 m の水を直接底層に放出した。その結果、放出水と底層水との密度差が大きいため放出水がすぐに上昇してしまうことが示唆された。

ソーラーシーオアシス 1 を用いた実験では、混合ノズルが予定した効果を発揮せず、ソーラーライザーを用いた実験と同様に、放出水が水平方向には拡散せず上昇していることが示唆される結果となった。また、底泥に接していたステンレスが腐食していたことから、装置の材質にも配慮が必要なのことがわかった。

ソーラーシーオアシス 2 を用いた実験では、放出口をパイプに小さい孔を多数開けた構造にし、そのパイプを囲い内の海底直上にめぐらせることで、囲い内の DO の増加と底質の改善が認められた。現在のポンプ容量のままで、囲いの面積を広げた場合や、囲いをなくした場合に、どの程度の DO の増加や底質の改善効果が得られるのかは、さらに実験を行い検証する必要がある。

以上の 3 例から、表層水を底層に供給する体系の場合は、表層水と底層水を効率よく混合させ、なるべく海底直上に混合水を滞留させることが重要だと考えられる。また、この体系の装置を、夏季に表層の DO が飽和濃度に達するような海域で用いれば、より高い効果を得られると考えられる。

マイクロバブル発生装置を用いた実験では、空気流量を増加させると、ノズル直近および上方では DO の上昇が見られたが、底層では効果が見られなかった。これは放

出される気泡のうちの径が大きいものの浮上に連行され海水が上昇するため、径の小さい気泡も底層に滞留しにくくなるためと考えられた。空気流量が少ない場合（0.2 L min⁻¹ 程度）は上昇流が起きていなかったため、底層のみに酸素を供給できる可能性が高いと考えられるが、本研究中では装置の効果の有無を明確に確認することはできなかった。今後は DO が今回の実験時よりも低い夏季に実験を行うことや、ノズルの周囲に囲いを作るなど効果が判定しやすい実験方法を考案することが必要である。また、今回は取水口とノズルを同深度に設置したが、取水口をノズル深度よりも密度が高い層に設置することで、より海底に近い層に酸素を供給できる可能性がある。

謝辞

本研究を行うにあたり，終始懇切なご指導とご鞭撻を賜りました東京海洋大学海洋環境学科浮遊生物学研究室 石丸隆教授に心より感謝いたします．卒論発表前日に徹夜で準備を手伝っていただいたり，測器の貸借のために奔走していただいたり，お世話になった記憶は数知れません．また，うちこ，會田さんで行った家族風クリスマスディナーや，遠矢，レゴと，4 連敗中の沖縄居酒屋に挑み，5 敗目を喫した夜など，研究以外でも楽しませていただきました．御体に気をつけて，今後も研究室のボスおよび父として君臨して下さい．

また，本研究を行うにあたり，終始誠意のこもったご指導，ご協力を頂きました同大学動力エネルギー工学研究室 賞雅寛而教授に心から拝謝いたします．賞雅先生にも，ラグビー観戦に連れて行っていただいたり，食事をご馳走になったりと研究以外にもお世話になりました．これからも仲良くして下さい．

さらに，常日頃から多くの貴重なご助言，ご助力を頂いた同大学浮遊生物学研究室 田中祐志准教授，丸山隆助教，同大学生物海洋学研究室 山口征矢教授，堀本奈穂助教，同大学動力エネルギー工学研究室 波津久達也准教授，福原豊助手に深く感謝いたします．特に装置の製作・設置は福原豊助手の多大なるご助力なしには成しえませんでした．堀本先生，また一緒にカラオケで暴れましょう．

浮遊生物学研究室 遠矢亮氏，小島諒子氏，大塚和臣氏には係船場での日々の実験・観測にご協力いただきました．3 人には，私の無計画な研究の進め方により迷惑をかけ

ました。来年以降は遠矢と小島の 2 人で協力して成果を上げて下さい。大塚は仕事を頑張ってください。遠矢，ポンドに落としてごめんね。

係船場での作業および，青鷹丸，ひよどりでの観測においては栗田嘉宥船長，酒井艇長，山根機関長，ならびに他の乗組員の方々に多大なるご協力をいただきました。特に酒井艇長には，係船場で常に協力的に接していただき，非常に助かりました。艇長の寛大さには頭が下がります。また機関長とお酒を飲みましょうね。

動力エネルギー工学研究室 植松潤一氏，嘉村明彦氏には実験装置の作成，気泡の撮影などで多大なるご助力をいただきました。自身の卒論・修論には関係のないことに時間を割いてくれてありがとうございます。お疲れ様でした。

同大学社会連携推進共同研究センター 中村宏准教授には測器の使用に便宜を図っていただくとともに，有益なご助言をいただきました。

同大学海洋環境学科の先生方や学生諸氏には様々なご助言とご助力をいただきました。ここに感謝の意を表します。

最後に，本研究を進めるにあたり，日々暖かい励ましとご協力をいただきました浮遊生物学研究室，生物海洋学研究室，動力エネルギー工学研究室内の学生の皆様（特に同期の皆様），ならびに友人，家族に心から感謝いたします。ありがとうございました。

引用文献

青木延浩（1999）：貧酸素水塊形成機構とその挙動．月刊海洋，**31**，477-485．

青木伸一，福本直樹，岡本光雄（2001）：猪鼻湖における底層貧酸素水のエアレーション効果の検討．海岸工学論文集，**48**，1066-1070．

深山顕寛（2004）：諫早湾における貧酸素水塊の動態に関する研究．東京大学修士論文．

風呂田利夫（2003）：底生生物から見た環境回復目標．月刊海洋，**35**，470-475．

風呂田利夫（2005）：東京湾における季節的酸素欠乏における底生生物群集の大量斃死ならびに種多様性の減少．月刊海洋，**37**，791-796．

風呂田利夫，木下今日子（2004）：東京湾における移入種イッカククモガニとチチュウカイミドリガニの生活史と有機汚濁による季節的貧酸素環境での適応性．日本ベントス学会誌，**59**，96-104．

角田出（2006）：閉鎖性海域の低（貧）酸素化とその対策．日本海水学会誌，**60**，238-242．

環境庁水質保全局水質管理課編（1988）：改訂版底質調査方法とその解説．日本環境測定分析協会，東京，171pp．

柏井誠（1989）：久美浜湾における無酸素水塊解消の試み．沿岸海洋研究ノート，**26**，129-140．

鯉渕幸生，磯部雅彦，佐々木淳，藤田昌史，五明美智男，栗原明夫，田中昌史，Mohammad Islam，鈴木俊之（2004）：貧酸素水改善に向けた現地微細気泡実験．海岸工学論文集，**51**，1156-1160．

鯉渕幸生，磯部雅彦，田中陽二（2006）：マイクロバブルによる沿岸域の水環境改善への取り組み．混相流，**20**，207-215.

松岡敷充，水島康一郎，広瀬雄太（2005）：有明海・諫早湾における貧酸素水塊の出現状況（2003-2004 年）．月刊海洋，**37**，827-832.

Miller, D. C., S. L. Poucher, L. Coiro (2002) : Determination of lethal dissolved oxygen levels for selected marine and estuarine fishes , crustaceans, and a bivalve. Marine Biology, **140**, 287-296.

門谷茂（2002）：硫化物の簡易測定法マニュアル．全国漁業協同組合連合会，社団法人かん水養魚協会，東京，神戸，15pp.

信沢雄一郎，村上和男，北村友裕，小泉俊昌，亀山豊，小松勝久（2005）：横浜港の底泥からの栄養塩の溶出と覆砂の効果に関する現地調査と室内実験．海洋開発論文集，**21**，737-742.

Ruangdej, U., K. Fukami (2004) : Stimulation of photosynthesis and consequent oxygen production in anoxic bottom water by supply of low-intensity light through an optical fiber. Fisheries Science, **70**, 421-429.

才野敏郎（1985）：河口・沿岸海域における栄養塩類の動態．沿岸海洋研究ノート，**23**，88-103.

清水潤子，山尾理（2007）：東京湾奥部における連続観測により得られた貧酸素水塊の現状について．月刊海洋，**39**，29-34.

Srithongouthai, S., A. Endo, A. Inoue, K. Kinoshita, M. Yoshioka, A. Sato, T.

- Iwasaki, I. Teshiba, H. Nashiki, D. Hama, and H. Tsutsumi (2006) : Control of dissolved oxygen levels of water in net pens for fish farming by a microscopic bubble generating system. Fisheries Science, **72**, 485-493.
- 高橋正好 (2007) : マイクロバブルの特性と工学的な役割. 環境技術, **36**, 690-695.
- 田中真史, 佐々木淳, 柴山知也, 磯部雅彦 (2004) : 窪地海域を対象とした微細気泡エアレーションによる貧酸素水塊善効果の解析. 海岸工学論文集, **51**, 1161-1165.
- 富永衛, 木村明, 寒川強, 太田一之, 松尾信, 山本雅洋, 北村博, 近磯晴 (1988) : 東京湾北部海域における青潮の化学的特性—硫化物のオートオキシデーションについて—. 公害, **23**, 285-293.
- 東京電力株式会社 (2004) : 事後調査報告書工事の完了後—品川火力発電所更新事業—. 273pp.
- 東京都下水道局 : 数字で見る東京の下水道—平成 18 年度の下水处理の状況
- <http://www.gesui.metro.tokyo.jp/gijyutou/fukyu/m6nendata/18kubuhou.htm>
- 東京都環境局 (2007) : 平成 17 年度公共用水域及び地下水の水質測定結果.
- 東京都環境局 : 河川・海域の水質測定結果 (速報)
- <http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kansi/mizu/sokuhou/sokuhou01.htm>
- 東京都環境局 : 公共用水域水質測定結果データ集
- <http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kansi/mizu/sokutei/sokuteikekka/suishitu.htm>
- 東京湾再生推進会議 (2003) : 東京湾再生のための行動計画 (最終とりまとめ)
- http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/SAISEI/council/council_index.htm.

梅川瑞穂（2005）：高浜運河（東京都港区）の水環境特性—都市の水環境の現状と展望—。東京水産大学修士論文。

山口創一，経塚雄策（2006）：諫早湾における貧酸素水塊の形成機構。海の研究，**15**，37-51。

山本潤，佐伯信哉，足立有平，田中仁（2006）：浦の内湾でのマイクロバブル発生装置の水質改善効果検証試験。海洋開発論文集，**22**，643-648。

山室真澄（2002）：貧酸素水塊—現状と対策—概要報告。陸水学雑誌，**63**，67。

山尾理（2006）：東京湾奥部における底層溶存酸素濃度の時間変化（2003年—2005年）。海洋情報部技報，**24**，116-125。

Yamochi, S., H. Ariyama and M. Sano (1995) : Occurrence and hypoxic tolerance of the juvenile *Metapenaeus ensis* at the mouth of the Yodo river , Osaka. Fisheries Science, **61**, 391-395.

柳哲雄（1989）：シンポジウム「貧酸素水塊」のまとめ。沿岸海洋研究ノート，**26**，141-145。

柳哲雄（2004）：貧酸素水塊の生成・維持・変動・消滅機構と化学生物的影響。海の研究，**13**，451-460。

横山寿，西村昭史，井上美佐（2002）：熊野灘沿岸の魚類養殖場におけるマクロベントス群集と堆積物に及ぼす養殖活動と地形の影響。水産海洋研究，**66**，133-141。